

POLSKA AKADEMIA NAUK  
KOMISJA TECHNICZNEJ INFRASTRUKTURY WSI

---

POLISH ACADEMY OF SCIENCE  
COMMISSION OF TECHNICAL INFRASTRUCTURE

**INFRASTRUKTURA I EKOLOGIA TERENÓW WIEJSKICH**

**1**

**INFRASTRUCTURE AND ECOLOGY OF RURAL AREAS**

Seria: monografia  
monograph

*Stanisław Krzanowski, Andrzej Wałęga, Iwona Paśmionka*

**OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW Z WYBRANYCH ZAKŁADÓW  
PRZEMYSŁU SPOŻYWCZEGO**

**TREATMENT OF SEWAGE FROM SELECTED  
FOOD MANUFACTURING PLANTS**

Kraków 2008

*RADA PROGRAMOWA – RESEARCH COUNCIL*

Tadeusz Bednarczyk, Waclaw Bieda, Jerzy Gruszczyński, Dušan Húska (*Nitra*),  
Stanisław Krzanowski (przewodniczący),  
Jan Pawelek, Artur Radecki-Pawlik, Jerzy Ratomski, Czesław Rycąbel,  
Stefan Stojko (*Lwów*), Rastislava Stolična (*Bratysława*), Gerlind Weber (*Wiedeń*),  
Stanisław Węglarczyk, Andrzej Woźniak, Zdzisław Wójcicki

*KOMITET REDAKCYJNY – EDITORIAL BOARD*

Jerzy Gruszczyński (red. nac.), Jerzy Kwapisz (z-ca red. nac.),  
Anna Krakowiak-Bal (sekretarz),  
Artur Radecki-Pawlik, Stanisław Węglarczyk (red. angielska)

*WYDAWCA – EDITOR*

Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi PAN w Krakowie  
Katedra Technicznej Infrastruktury Wsi AR w Krakowie

Copyright by:

Katedra Technicznej Infrastruktury Wsi, ul. Balicka 116 B, 30-149 Kraków

*ADRES REDAKCJI – EDITORIAL OFFICE ADDRESS*

Redakcja IiETW, ul. Balicka 116 B, 30-149 Kraków, tel. (12) (662) – 46 59, - 46 58, - 46 55  
Fax: (12) 662 46 60, e-mail: gruszczyński@ar.krakow.pl, www.ktiw.pl

ISSN 1732-5587

Okładka: *Adam Chłobowski*  
Korekta i adiustacja: *Krystyna Oliwa*

Skład komputerowy, druk, oprawa:  
*S.C. DRUKROL, AL. 29 Listopada 46, Kraków, tel. (12) 412 46 50*

---

Monografię wykonano w Katedrze Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej  
Akademii Rolniczej im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

Recenzent: *Prof. dr hab.inż. Ryszard Błażejowski*

## SPIS TREŚCI

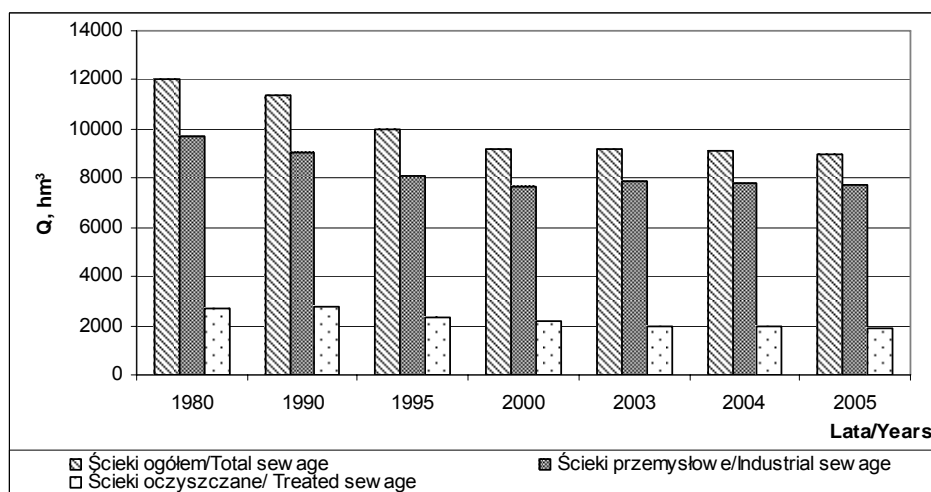
1.	Wprowadzenie .....	5
2.	Procesy i technologie stosowane w oczyszczaniu ścieków z wybranych sektorów przemysłu spożywczego .....	9
3.	Charakterystyka ścieków cukierniczych .....	21
3.1.	Zawartość zanieczyszczeń w ściekach cukierniczych .....	21
3.2.	Podatność ścieków cukierniczych na rozkład biologiczny .....	24
4.	Przebieg procesu oczyszczania ścieków cukierniczych .....	27
4.1.	Opis bioreaktora do oczyszczania ścieków cukierniczych .....	27
4.2.	Warunki panujące w bioreaktorze w czasie prowadzenia procesu oczyszczania .....	29
4.3.	Aktywność osadu czynnego .....	38
4.4.	Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w reaktorze .....	43
4.5.	Ocena stabilności pracy oczyszczalni ścieków cukierniczych .....	53
4.6.	Charakterystyka biologiczna osadu czynnego adaptowanego do oczyszczania ścieków cukrowniczych .....	58
5.	Problemy eksploatacyjne w oczyszczalniach ścieków pracujących w technologii osadu czynnego .....	69
5.1.	Charakterystyka i przyczyny powstawania osadu spęczniałego i piany .....	69
5.2.	Charakterystyka zdolności sedymentacyjnych osadu w trakcie oczyszczania ścieków cukrowniczych .....	72
6.	Podsumowanie .....	79
	Bibliografia .....	81

## CONTENTS

1.	Introduction .....	5
2.	Processes and technologies used for treatment of sewage from selected sectors of food industry .....	9
3.	Characterization of confectionery effluents .....	21
3.1.	Pollutant concentrations in confectionery effluents .....	21
3.2.	Susceptibility of confectionery effluents to biological decomposition .....	24
4.	Course of confectionery effluents treatment process .....	27
4.1.	Description of bioreactor for confectionery effluents treatment .....	27
4.2.	Conditions in the bioreactor during sewage treatment process .....	29
4.3.	Activity of activated sludge .....	38
4.4.	Efficiency of pollutant removal in the bioreactor .....	43
4.5.	Assessment of model confectionery effluents treatment plant operation stability .....	53
4.6.	Biological characteristics of activated sludge adopted for confectionery effluents treatment .....	58
5.	Operational problems in sewage treatment plants using activated sludge technology .....	69
5.1.	Characteristics and causes of sludge bulking and foam formation .....	69
5.2.	Characteristics of sludge sedimentation ability during confectionery effluents treatment. ....	72
6.	Summary .....	79
	References .....	81

## 1. WPROWADZENIE

Ścieki przemysłowe stanowią aktualnie dominującą pozycję w ogólnym bilansie powstających ścieków. Przykładowo w latach 1980-2005 udział ścieków przemysłowych w bilansie wynosił 83%, ale aż 70,8% stanowiły wody chłodnicze [Ochrona środowiska 2006]. Ilość produkowanych w Polsce ścieków ogółem, ścieków przemysłowych i podlegających oczyszczaniu w wieloleciu 1980-2005 przedstawiono na rysunku 1.



**Rysunek 1.** Ilość produkowanych w Polsce ścieków przemysłowych oraz podlegających oczyszczeniu na tle ogólnej ich ilości w wieloleciu 1980-2005  
**Figure 1.** Volume of industrial and treated sewage generated in Poland compared to the total volume for the 1980-2005 multi-annual period

Generalnie można zauważyć stopniowe zmniejszanie się ilości powstających ścieków, zwłaszcza do roku 2000. Niewątpliwym wpływem na to miały czynniki ekonomiczne. Po 2000 roku widoczna jest stagnacja ilości powstających i podlegających oczyszczeniu ścieków. Według danych GUS [Ochrona środowiska 2006], na ogólną ilość odprowadzanych ścieków przemysłowych wynoszącą 7833,8 hm<sup>3</sup> – 86,9 hm<sup>3</sup> przypadało na zakłady produkujące artykuły spożywcze

i napoje, co stanowiło około 1,1%. Udział ścieków z przemysłu spożywczego w objętości ścieków przemysłowych poddawanych procesom oczyszczania wynosił ponad 4,4%, przy czym ciągle dominuje mechaniczny sposób ich oczyszczania.

Ścieki przemysłowe w różnorodny sposób wpływają na odbiorniki. Niektóre składniki zawarte w ściekach wpływają niekorzystnie na warunki hydrologiczne, inne pogarszają jakość wody, działają niszcząco na biocenozę i hamująco na procesy samooczyszczania. Widać z tego, że główny nacisk należy położyć na ograniczanie ilości powstających ścieków przemysłowych poprzez odpowiednie gospodarowanie wodą w zakładach przemysłowych oraz poprawianie ich jakości, stosując podczyszczanie na terenie zakładu lub w komunalnych oczyszczalniach.

Wymóg zapewnienia właściwej jakości ścieków przemysłowych znalazł swoje miejsce w zapisach Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych, gdzie nałożono na zakłady z sektora przemysłu rolno-spożywczego w wielkości ponad 4000 RLM konieczność wyposażenia w oczyszczalnię ścieków [Kiec 2006]. Okres przejściowy na dostosowanie zakładów do przedstawionego wymogu upływa z dniem 31.12.2010 r.

Gospodarka ściekami w zakładach przemysłu rolno-spożywczego wymaga kategoryzacji ścieków względem prowadzonych procesów produkcji i znacznej zmienności ilości powstających ścieków. Kategoryzacja jest prowadzona ze względu na jakość ścieków, odpowiednie technologie ich oczyszczania oraz wymogi prawne, określające dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń [Orhon i in. 1999]. Zmienność ilości i składu powstających ścieków jest widoczna nawet w obrębie zakładów zajmujących się taką samą produkcją. Stąd konieczne jest dokładne rozpoznanie właściwości ścieków powstających nie tyle z tych samych gałęzi przemysłu, ale nawet z poszczególnych zakładów produkcyjnych. Stosunkowo niewiele jest prac odnoszących się do właściwości ścieków powstających w zakładach cukierniczych i technologii ich oczyszczania. Wynika to z faktu, że ilość tych ścieków w ogólnym bilansie była niewielka i tym samym nie wpływały one znacząco na przebieg procesu oczyszczania. Obecnie jednak można spotkać się z przypadkami, gdzie ścieki odprowadzane z zakładów cukierniczych stanowią zdecydowaną większość w stosunku do pozostałych rodzajów ścieków dopływających do kanalizacji. W przypadku dopływu takich ścieków do oczyszczalni komunalnej, która nie jest przystosowana do ich oczyszczania, mogą wystąpić problemy eksploatacyjne i w konsekwencji trudności w dotrzymaniu wymogów nałożonych na eksploatatora oczyszczalni.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie najczęściej stosowanych procesów i technologii oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego. Dodatkowo przedstawiono wyniki badań właściwości fizykochemicznych ścieków cukierniczych pod kątem ich podatności na procesy biologicznego oczyszczania. Zaprezentowano przykładową technologię ich oczyszczania z wykorzystaniem jedno-

stopniowego reaktora z osadem czynnym; określono parametry procesu, czynniki determinujące ich zmienność i skuteczność oczyszczania. Układ pracy jest następujący: w części pierwszej scharakteryzowano technologie oczyszczania wybranych rodzajów ścieków z przemysłu spożywczego. Część druga obejmuje charakterystykę fizykochemiczną ścieków cukierniczych oraz wyniki technologicznych badań modelowych z wykorzystaniem reaktora z osadem czynnym do ich oczyszczania.





## **2. PROCESY I TECHNOLOGIE STOSOWANE W OCZYSZCZANIU ŚCIEKÓW Z WYBRANYCH SEKTORÓW PRZEMYSŁU SPOŻYWCZEGO**

Ładunki zanieczyszczeń odprowadzanych w 1 m<sup>3</sup> ścieków przemysłowych są niekiedy wielokrotnie wyższe niż w ściekach bytowych. Podczyszczenie ścieków przemysłowych w miejscu ich wytworzenia jest często tańsze, technologicznie prostsze i skuteczniejsze niż wspólne ich oczyszczanie ze ściekami bytowymi w komunalnej oczyszczalni [Góra 2006].

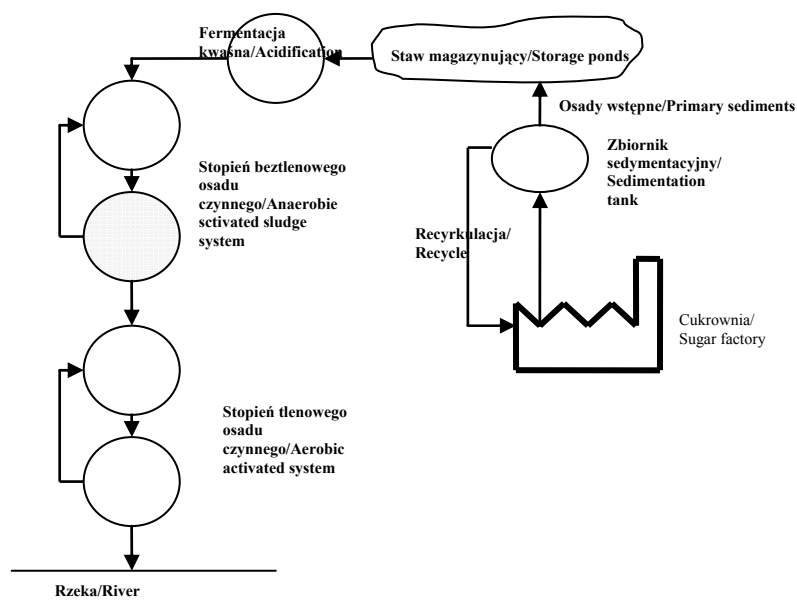
W branży przemysłu spożywczego (z wyłączeniem cukrowniczego, cukierniczego, owocowo-warzywnego) wysokie efekty podczyszczania ścieków uzyskuje się w układach mechaniczno-chemicznego oczyszczania. W przypadku pozostałych zakładów dominuje oczyszczanie mechaniczno-biologiczne, przy czym stopień biologiczny najczęściej jest kombinacją procesów tlenowych i beztlenowych.

### **CUKROWNIE**

Ze względu na kampanijność produkcji i sezonowy odpływ ścieków cukrowniczych w okresie jesienno-zimowym, najwłaściwszym sposobem ich utylizacji jest rolnicze wykorzystanie lub oczyszczanie w warunkach naturalnych [Bartkiewicz 2002]. Często również stosuje się oczyszczanie tego typu ścieków w stawach akumulacyjnych. Początkowo rozkład zanieczyszczeń w stawach przebiega anaerobowo. W wyniku przebiegu tego procesu powstają silne odory, będące następstwem przekształcania węglowodanów w kwasy tłuszczowe, co stanowi poważny problem eksploatacyjny [Ruffer, Rosenwinkel 1998]. Aby zapobiegać tym procesom buduje się stawy akumulacyjne głębsze niż 1,20 m oraz pozostawia bakteryjny osad w osadniku, gdyż znajdująca się w nim mikroflora korzystnie wpływa na degradację zanieczyszczeń ze ścieków. Lepszym rozwiązaniem jest stosowanie stawów utleniających, do których tlen atmosferyczny dostarczany jest za pomocą odpowiednich agregatów. Wystarczające napowietrzanie zapewnia zastosowanie aeratorów o mocy około 1 W·m<sup>-3</sup> pojemności stawu lub 1 kW·h·kgBZT<sub>5</sub><sup>-1</sup> w ściekach dopływających.

Oczyszczanie ścieków z przemysłu cukrowniczego prowadzone jest również w technologii osadu czynnego. Najczęściej stosowane są systemy beztlenowe i beztlenowo-tlenowe. Przykładowo w Niemczech ponad 50% cukrowni oczyszczało ścieki w układach kombinowanych beztlenowo-tlenowych [Austermann-Haun i in. 1997]. Zapewnienie właściwej jakości ścieków pod względem bakteriologicznym możliwe jest przez utrzymywanie odczynu

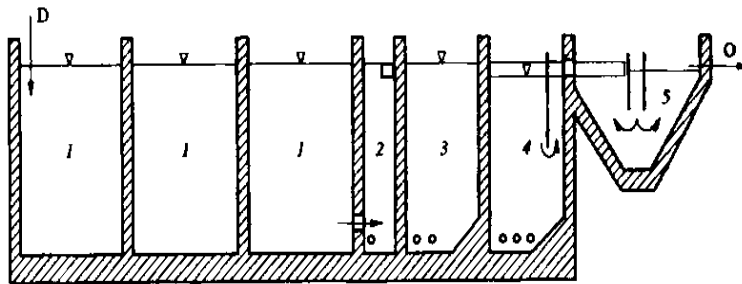
pH = 11, co jest realizowane z dodatkiem wapna. Zwiększone opadanie osadu po dodaniu wapna jest głównym problemem spotykanym na wszystkich stopniach oczyszczania. Zapobiega się temu zjawisku przez stosowanie reaktorów ze złożem zanurzonym w postach lamel. Przykładowy schemat technologiczny oczyszczalni ścieków cukrowniczych, stosowany w Niemczech, przedstawia rysunek 2. W Polsce opracowano zestaw urządzeń do biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych w warunkach beztlenowo-tlenowych - rysunek 3. Układ taki składa się z otwartego basenu do fermentacji, komory wstępnego napowietrzania, komór napowietrzania z osadem czynnym I i II stopnia oraz osadnika wtórnego. Pierwszą taką oczyszczalnię w Polsce uruchomiono we Wrocławiu w 1987 roku. Redukcja BZT<sub>5</sub> wynosiła w takim układzie około 99% [Wolski, Kubicki 1990].



**Rysunek 2.** Schemat blokowy oczyszczalni ścieków z cukrowni [Austermann-Haun i in. 1997]  
**Figure 2.** Block diagram of sugar factory effluent treatment plant [Austermann-Haun et al. 1997]

Hamoda i Al-Sharekh [1999] prowadzili badania nad oczyszczaniem ścieków cukrowniczych w zatopionych złożach napowietrzonych (ASFF) w postaci kostek ceramicznych. Cały układ był napowietrzany za pomocą dyfuzorów. W wyniku przeprowadzonego eksperymentu autorzy uzyskali redukcję BZT<sub>5</sub> powyżej 97,9% i skuteczną nityfikację. Ponadto cały układ pracował stabilnie nawet przy gwałtownym obciążeniu złoża substancją organiczną (powyżej 200 gChZT·dm<sup>-3</sup>). W takich warunkach obserwowano redukcję substancji orga-

nicznej wyrażonej jako  $BZT_5$  na poziomie 86,9% lecz zahamowaniu ulegała nitryfikacja.



**Rysunek 3.** Beztlenowo-tlenowa oczyszczalnia ścieków cukrowniczych: 1 – otwarte baseny fermentacyjne, 2 – komora wstępnego napowietrzania, 3 – komora osadu czynnego I stopnia, 4 – komora osadu czynnego II stopnia, 5 – osadnik wtórny  
**Figure 3.** Anaerobic-aerobic sewage treatment plant for sugar industries: 1 – opened fermentation basins, 2 – preliminary aerobic chamber, 3 – activated sludge chamber first degrease, 4 – activated sludge chamber second degrease, 5 – settling tank

Oczyszczanie wysoko stężonych ścieków cukrowniczych prowadzone jest także w reaktorach beztlenowych z wykorzystaniem procesu fermentacji metabolicznej. Stosuje się w tym celu reaktory UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*). Oczyszczanie w tym reaktorze zachodzi podczas przepływu ścieków od dołu do góry. Mieszanie osadu fermentacyjnego następuje przez ścieki wypływające z rusztu doprowadzającego. Często jednak występują problemy eksploatacyjne polegające na szybkiej mineralizacji osadu fermentacyjnego spowodowanej wytrącaniem się węglanu wapnia, co z kolei prowadzi do zatykania się otworów rusztu rozprowadzającego ścieki [Gozdek, Heichman 2007a]. Obecnie reaktory beztlenowe oczyszczające ścieki z cukrowni działają w systemie kontaktowym, z wymuszonym mechanicznym mieszaniem warstwy osadu, ujmowaniem biogazu oraz jako fermentory fluidalne z zawieszonym osadem w całej objętości komory.

Metody beztlenowego oczyszczania ścieków cukrowniczych zapewniają bardzo wysoką redukcję zanieczyszczeń organicznych, dochodzącą nawet do 95%. Ponadto osad beztlenowy jest bardzo odporny na działanie czynników toksycznych, jak i niekorzystnego składu ścieków. Również istotne znaczenie ma mniejsza (około 10–15 razy) ilość osadu nadmiernego w stosunku do powstającego w reaktorach tlenowych [Gozdek, Heichman 2007b].

## MLECZARNIE

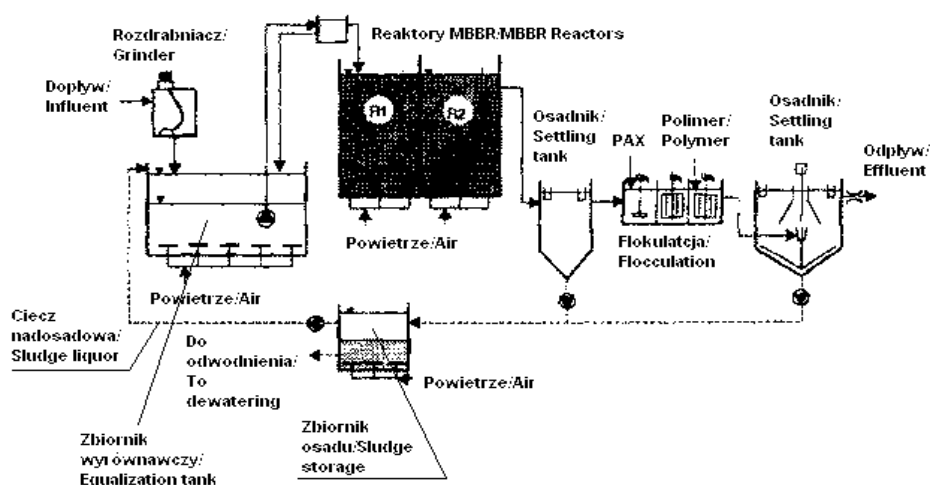
Ścieki mleczarskie oczyszczane są metodami chemicznymi, fizycznymi i biologicznymi [Burnett 2001]. Często stosowane są kombinacje wymienionych metod w celu osiągnięcia wysokiego stopnia usunięcia związków biogenych. Mechaniczne oczyszczanie ścieków mleczarskich powinno być nastawione głównie na usuwanie tłuszczów [Dąbrowski 2005]. Koncentracja tego rodzaju zanieczyszczeń, wyrażana stężeniem ekstraktu eterowego, waha się w zależności od rodzaju produkcji od 31 do 375 mg·dm<sup>-3</sup> [Bartkiewicz 2002]. W celu zmniejszenia zawartości tłuszczu w ściekach mleczarskich najczęściej stosuje się od-tłuszczacze napowietrzane i ciśnieniowe.

Podstawową metodą oczyszczania ścieków mleczarskich jest poddawanie ich procesom biologicznym. W warunkach naturalnych ścieki te oczyszczą się w stawach, gdzie można osiągnąć nawet 90% redukcję zanieczyszczeń. Najczęściej jednak oczyszczanie ścieków mleczarskich prowadzone jest w przepływowych komorach osadu czynnego w postaci rowów cyrkulacyjnych [Bartkiewicz 2002]. W zależności od charakteru ścieków skuteczność usuwania BZT<sub>5</sub> w układach rowów cyrkulacyjnych waha się w granicach od 92 do ponad 98%. Są to oczyszczalnie pracujące w technologii niskoobciążonego osadu czynnego z jednoczesną stabilizacją osadu.

Poprzedzenie stopnia biologicznego komorą wyrównawczą zwiększa niezawodność pracy układu [Ruffer, Rosenwinkel 1998]. Takie układy, zbliżone do klasycznych systemów z osadem czynnym nie gwarantują jednak wystarczającej redukcji związków biogenych. Stąd często komory napowietrzane poprzedzane są stopniem beztlenowym, umożliwiającym wysokoefektywne usuwanie fosforu i azotu.

Alternatywnym rozwiązaniem dla oczyszczalni ścieków z przepływowymi komorami osadu czynnego mogą być sekwencyjne reaktory typu SBR, w których usuwanie węgla, azotu i fosforu przebiega w jednej komorze. Reaktory SBR są zalecane szczególnie dla niedużych zakładów mleczarskich. Wieloletnie doświadczenia z wykorzystaniem reaktorów SBR do oczyszczania ścieków mleczarskich prowadził Janczukowicz z zespołem [Janczukowicz 2004, Janczukowicz i in. 2005]. W wyniku przeprowadzonych badań autorzy stwierdzili, że pomimo znacznych zmian stężeń zanieczyszczeń w ściekach mleczarskich możliwe jest uzyskanie wysokiej redukcji zanieczyszczeń poprzez systematyczne dostosowywanie parametrów procesowych reaktora do zmian w ilości i jakości dopływających ścieków. Znacznie lepsze efekty pracy oczyszczalni uzyskano adaptując zbiornik retencyjno-wyrównawczy ścieków surowych na komorę napowietrzania I stopnia oraz wydłużenie czasu napelniania i mieszania kosztem fazy napowietrzania w reaktorze. Zabiegi te doprowadziły do poprawy relacji związków organicznych w stosunku do biogenych oraz właściwości sedymentacyjnych osadu.

Na rysunku 4 przedstawiono ciąg technologiczny oczyszczalni ścieków mleczarskich z produkcji serów stosowany w Norwegii. Jest to oczyszczalnia, która została zmodernizowana w 1994 r. Pierwotnie układ technologiczny, składający się z komory napowietrzania, dwóch zraszanych złóż biologicznych, komory flokulacji i osadnika wtórnego nie gwarantował spełnienia w ściekach oczyszczonych dopuszczalnych wymogów odnośnie do substancji organicznej i fosforu ogólnego. Zmodernizowana oczyszczalnia pracuje przy średnim obciążeniu hydraulicznym równym  $150 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , a w czasie maksymalnego dopływu ścieków – na poziomie  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  [Rusten i in. 1996].



**Rysunek 4.** Schemat oczyszczalni ścieków z produkcji serów [Rusten i in. 1996]  
**Figure 4.** Scheme of sewage treatment plant for cheese factory [Rusten et al. 1996]

Zasadniczym elementem oczyszczalni są dwa reaktory biologiczne ze złożem ruchomym (MBBR) o łącznej objętości  $100 \text{ m}^3$ . Powierzchnia właściwa wypełnienia reaktora wynosi  $335 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ . Celem poprawy zdolności sedymentacyjnych osadu i zwiększenia efektywności usuwania fosforu ze ścieków do komory flokulacji dodawany jest koagulant PAX. Średnia efektywność usuwania ChZT ze ścieków w zmodernizowanej oczyszczalni wynosi 97,8%, zawiesiny ogólnej 99%, a fosforu ogólnego – 98,4%.

## BROWARY

Podstawową metodą oczyszczania ścieków z browaru jest oczyszczanie biologiczne osadem czynnym. Zanieczyszczenia w ściekach z tej branży przemysłu łatwo ulegają biodegradacji. Do podczyszczania stosuje się zarówno aerobowe systemy z napowietrzaniem i utlenianiem związków węgla (zbiorniki wyrównawcze z mieszaniem, urządzenia jednokomorowe, złoża biologiczne) oraz układy anaerobowe.

Ścieki z browarów można oczyszczać także w stawach ściekowych pracujących równolegle lub szeregowo, napowietrzanych sztucznie o maksymalnym obciążeniu objętościowym wynoszącym od 0,025 do 0,030  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  [Ruffer, Rosenwinkel 1998]. W oczyszczalniach z osadem czynnym szczególnie korzystne okazały się układy kaskadowe, które pozytywnie wpływały na wartość indeksu osadu. Celem poprawy stabilności pracy i skuteczności usuwania związków azotu ze ścieków wprowadza się dodatkowo komory denitryfikacyjne. Znane są również oczyszczalnie pracujące w układach kombinowanych: złożo biologiczne + osad czynny [Weisse 1989]. Dla grupy ścieków browarniczych bardzo zanieczyszczonych stosuje się układy MABR (*Membrane-Aeration-Bioreactor*), stanowiące połączenie oczyszczania biologicznego z techniką membranową. W rozwiązaniu tym na powierzchni włókien, przez które dostarczany jest tlen tworzy się biofilm, gdzie następuje intensywny rozkład substancji organicznych.

Bardzo popularne, zwłaszcza w Niemczech, są oczyszczalnie beztlenowe do usuwania zanieczyszczeń ze ścieków browarniczych. Powszechnie stosowane są reaktory UASB lub ze stałymi złożami. Jak podają Austermann-Haun i inni [1997] najlepsze efekty oczyszczania ścieków obserwuje się w reaktorach UASB, gdzie redukcja ChZT wynosi powyżej 80%, przy obciążeniu komory substancją organiczną w granicach 3,5–14,9  $\text{kgChZT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . Podstawowymi problemami eksploatacyjnymi przy oczyszczaniu tego typu ścieków są znaczne wahania odczynu ( $\text{pH} = 7,1$  do 11 w odpływie ze zbiornika beztlenowego), znaczne stężenia zanieczyszczeń obecne w ziemi okrzemkowej oraz opadanie glinu w reaktorach beztlenowych. Najczęściej podejmowane działania zapobiegające wymienionym problemom – to stosowanie zbiorników wyrównawczych, regulujących odczyn ścieków, wspólne oczyszczanie beztlenowe ścieków z browaru z komunalnymi, czy budowa osadników.

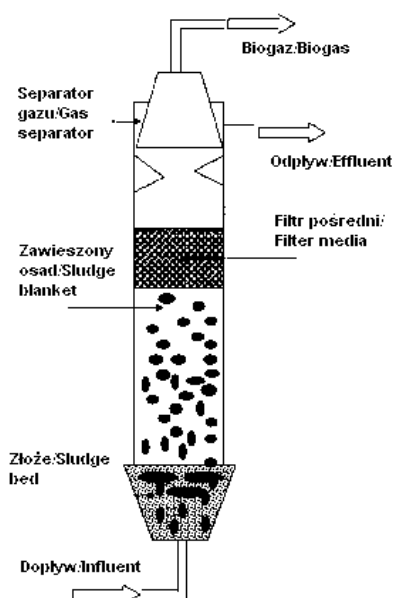
## GORZELNIE

Ścieki z gorzelni można oczyszczać w warunkach naturalnych. W gorzelni Hesal ścieki rozdeszczowywano na polu o powierzchni 40 ha [Bartkiewicz 2002]. Warunkiem poprawnego prowadzenia procesu jest równomierne rezdeszczowywanie ścieków i unikanie ich gromadzenia na powierzchni.

Pozytywnym rozwiązaniem jest stosowanie na terenie zakładu obiegów zamkniętych popłuczyn i instalacji wyparynych. Kondensaty pary wprowadza się do kadzi zaciernych. Wywary z rolniczych gorzelni zbożowych i ziemniaczanych są przetwarzane na paszę dla zwierząt, nie obciążając ścieków. Ścieki z gorzelni – w przypadku braku możliwości wspólnego ich oczyszczania ze ściekami bytowymi – można oczyszczać na złożach biologicznych i metodą osadu czynnego. Najczęściej wykorzystuje się procesy beztlenowo-tlenowe. Przykładem takiego rozwiązania jest oczyszczalnia w Hanowerze. Ze względu na dużą nierównomierność w produkcji konieczne było zastosowanie zbiorników wyrównujących ilość ścieków i ich odczyn oraz dodawanie soli azotu i fosforu z uwagi na brak tych pierwiastków w tego rodzaju ściekach. Właściwy proces

oczyszczania prowadzony jest w reaktorze beztlenowym ze złożem zanurzonym, wykonanym z polietylenu, z którego ścieki trafiają do osadnika pośredniego, a stamtąd do komory osadu czynnego zakończonej osadnikiem wtórnym. Dzięki zastosowaniu takiego układu z dodatkową regulacją odczynu, osiągnięto ponad 80% redukcję ChZT przy obciążeniu reaktora ładunkiem substancji organicznej w granicach 4 do 6  $\text{kgChZT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  [Austermann-Haun i in. 1997].

Innym rozwiązaniem do oczyszczania ścieków z gorzelnii są beztlenowe reaktory hybrydowe. Przykład takiego rozwiązania przedstawiono na rysunku 5. Jest to rozwiązanie polegające na połączeniu klasycznego złoża biologicznego z ruchomym. Proces oczyszczania przebiega w warunkach beztlenowych.



**Rysunek 5.** Beztlenowy hybrydowy reaktor do oczyszczania ścieków z gorzelnii [Kumar i in. 2007]

**Figure 5.** Anaerobic hybrid reactor to treatment of sewage from distillery industry [Kumar et al. 2007]

Jak podaje Kumar ze współpracownikami [2007], najlepsza efektywność redukcji ChZT ze ścieków z przemysłu gorzelniczego, równa 79%, miała miejsce przy hydraulicznym czasie zatrzymania równym 5 dób i obciążeniu złoża ładunkiem substancji organicznych na poziomie  $8,7 \text{ kgChZT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . W trakcie prowadzenia badań laboratoryjnych obserwowano wzrost koncentracji siarczków w ściekach, co wpływało niekorzystnie na usuwanie substancji organicznej.

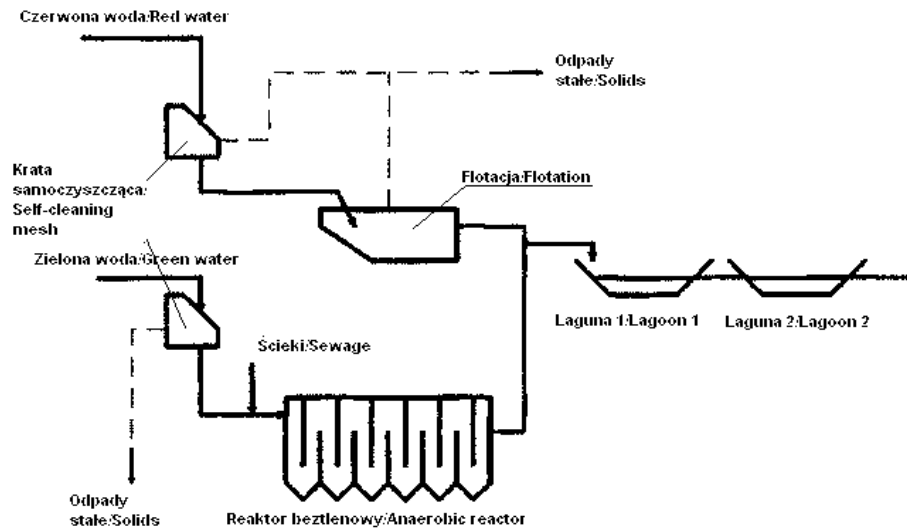
## RZEŹNIE

Ze względu na znaczną zawartość w ściekach z rzeźni zanieczyszczeń stałych o znacznych rozmiarach, zawieszin oraz tłuszczów wymagają one dokładnego oczyszczenia mechanicznego. W tym celu często wykorzystuje się cedzenie na sitach. Na tych urządzeniach można zredukować zawiesiny o 20-30%, tłuszcze o 25%, a BZT<sub>5</sub> w granicach 10-40% [Maciejewski 1980; Ruffer, Rosenwinkel 1998]. Znacznie skuteczniejsza redukcja, zwłaszcza tłuszczu, występuje w instalacjach flotacyjnych. Stosuje się głównie flotację ciśnieniową, a niekiedy mechaniczną. Sprawność instalacji flotacyjnej przy oczyszczaniu ścieków z rzeźni lub przemysłu mięsnego można wyraźnie poprawić przez dodatek koagulantów i flokulantów. W wyniku zastosowania flotacji możliwe jest usunięcie ponad 90% substancji nierozpuszczalnych i tłuszczów, a związków organicznych (BZT<sub>5</sub> i ChZT) – powyżej 80%.

Ze względu na duże stężenie zanieczyszczeń w postaci rozpuszczonej ścieki z rzeźni wymagają oczyszczania biologicznego. W tym celu stosuje się głównie metody aerobowe z osadem czynnym, złoża biologiczne wypełnione pakietami z tworzyw sztucznych lub reaktory beztlenowe. W przypadku tych ostatnich redukcja ChZT ze ścieków może dochodzić do 80%, a BZT<sub>5</sub> do 90% [Steiner 1987]. Przykładem zastosowania metod beztlenowych do oczyszczania ścieków z rzeźni jest rozwiązanie opisywane przez Martineza i innych [1995]. Analizowali oni jedną z oczyszczalni w Urugwaju, do której dopływały ścieki z rzeźni o przerobie 650 dużych sztuk bydła na dobę. Dopływające do oczyszczalni ścieki są rozdzielane na trzy strumienie: tzw. czerwoną wodę, czyli odpływy z ubojni i rzeźni, zieloną wodę – odpływy z urządzeń do płukania podrobów i treści żołądkowych oraz ścieki sanitarne z łazienek i toalet. Schemat blokowy ciągu technologicznego oczyszczalni beztlenowej przedstawiono na rysunku 6.

Ciąg technologiczny oczyszczalni składa się z samoczyszczących krat o prześwicie 5 mm umieszczonych w szczelnej obudowie, zbiornika do flotacji o objętości 25 m<sup>3</sup> z mechanicznym usuwaniem flotatu, dwóch beztlenowych lagun, z których pierwsza ma objętość 7000 m<sup>3</sup>, natomiast druga – 10 000 m<sup>3</sup> i sześciu modułów reaktora beztlenowego przedzielonego przegrodami o całkowitej objętości 1300 m<sup>3</sup>. Po wstępnym oczyszczaniu ścieków na sitach redukcja ChZT wyniosła 60%. Obserwowano natomiast niższą efektywność flotacji, która wyniosła 20% dla ChZT i 30% w przypadku tłuszczu. W ciągu 4 miesięcy badań monitoringowych redukcja ChZT ze ścieków w reaktorze beztlenowym wyniosła 64%, a tłuszczu 57%. Ostatnim elementem oczyszczalni były dwie laguny pracujące w warunkach beztlenowych. Łączny efekt redukcji ChZT w lagunach wyniósł 85%, zawieszin ogólnych – 70% i tłuszczu – 86%, przy czym nieco mniejszą efektywnością pracy charakteryzowała się laguna druga. Autorzy tłumaczą to faktem dopływu do niej ścieków z mniejszą zawartością łatwo biodegradowalnych substancji organicznych.



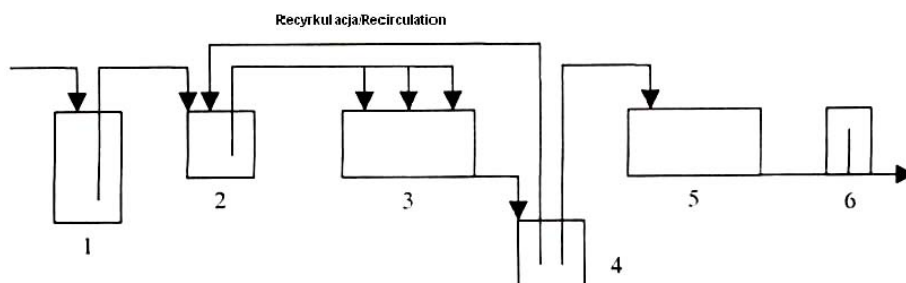


**Rysunek 6.** Schemat blokowy beztlenowej oczyszczalni ścieków z rzeźni  
[Martinez i in. 1995]

**Figure 6.** Diagram anaerobic sewage treatment plant from slaughterhouse  
[Martinez et al. 1995]

Jak wykazały badania Lucasa i innych [2005], ścieki z rzeźni nie nadają się do biologicznego usuwania fosforu. Wynika to z faktu, że zawierają one mało substancji organicznej łatwo rozkładalnej, co w konsekwencji powoduje niewielkie uwalnianie fosforu w komorze beztlenowej. Wyliczony przez autorów stosunek P uwolnionego do ChZT pobranego w ściekach z rzeźni wynosił zaledwie  $0,03 \text{ mgP} \cdot \text{mgChZT}^{-1}$ , co w porównaniu do ścieków np. z przemysłu ziemniaczanego ( $\text{P uwolnione} / \text{ChZT pobrane} = 0,31 \text{ mgP} \cdot \text{mgChZT}^{-1}$ ) było wartością bardzo niewielką. Dlatego w konwencjonalnych aerobowych reaktorach z osadem czynnym konieczny jest dodatek koagulantu, np. PIX, do zwiększenia efektywności usuwania fosforu ze ścieków. Wyraźną poprawę w redukcji zanieczyszczeń biogennych ze ścieków z rzeźni można uzyskać stosując kombinację metod beztlenowych i tlenowych. Rozwiązanie takie przebadali Keller z zespołem [Keller i in. 1997] na ściekach z rzeźni w Brisbane w Australii. Badany układ stanowiły beztlenowe stawy stabilizacyjne do wstępnego podczyszczenia ścieków oraz reaktor SBR, na którego cykl składały się dwie fazy beztlenowe z jednoczesnym napełnianiem zbiornika, dwie fazy napowietrzania i mieszania, faza sedymentacji i dekantacji. Układ ten zapewniał wysoką redukcję azotu amonowego (ponad 97%), skuteczną denitryfikację (stężenie azotanów w odpływie z reaktora wynosiło poniżej  $10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) oraz znaczną obniżkę fosforu ogólnego (powyżej 75%). Redukcja fosforanów wynosiła 90–95%.

Do oczyszczania ścieków z rzeźni czy małych ubojni można wykorzystać także oczyszczalnie hydrofitowe. Przykład takiego rozwiązania wraz z efektami redukcji zanieczyszczeń podaje Soroko [2006]. Prowadził on badania na obiekcie znajdującym się na Stacji Doświadczalnej IMUZ we Wrocławiu. Ciąg technologiczny składający się z osadnika gnilnego, złoża o przepływie pionowym, wypełnionym od góry warstwami piasku ( $d_{10} = 0,3$  mm), drobnego żwiru ( $d_{10} = 1$  mm) i piasku ( $d_{10} = 0,22$  mm) oraz złoża o przepływie poziomym z wyoelnieniem drobnym żwirem ( $d_{10} = 1$  mm) służył do oczyszczania ścieków z małej ubojni trzody chlewnej. Oba złoża były porośnięte trzcina pospolitą (*Phragmites australis*). Schemat blokowy prezentowanej oczyszczalni przedstawiono na rysunku 7.



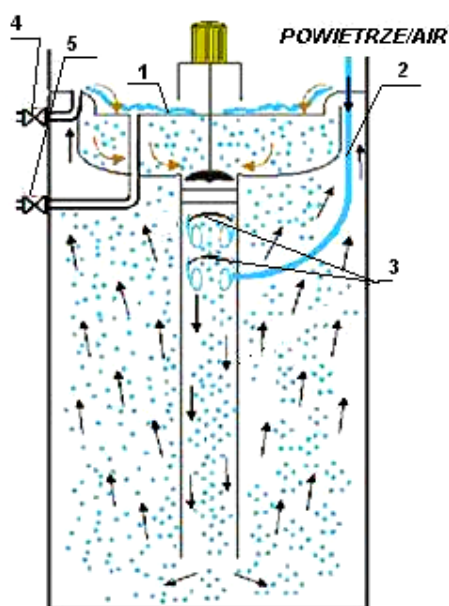
**Rysunek 7.** Schemat układu technologicznego hybrydowej oczyszczalni hydrofitowej do oczyszczania ścieków z małej ubojni: 1 – zbiornik magazynujący, 2 – osadnik gnilny, 3 – złoże z przepływem pionowym, 4 – studzienka zbiorcza, 5 – złoże z przepływem poziomym, 6 – regulacja poziomu ścieków w złożu [Soroko 2006]

**Figure 7.** Technological scheme of hybrid constructed wetland system for wastewater from small abattoir: 1- storage tank, 2 – settling tank, 3 – vertical flow bed, 4 – storage well, 5 – horizontal flow bed, 6 – regulation sewage level in bed [Soroko 2006]

Układ z zastosowaniem recyrkulacji odpływu ze złoża z przepływem pionowym do osadnika gnilnego okazał się bardzo skuteczny w usuwaniu ze ścieków substancji organicznej i nityfikacji azotu amonowego. Redukcja ze ścieków BZT<sub>5</sub> wyniosła 99,9%, ChZT – 96%, a azotu amonowego – 99,7%. Sama recyrkulacja wpłynęła korzystnie na redukcję ze ścieków azotu azotanowego i ogólnego. Najniższe stężenia obu form azotu uzyskano przy stopniu recyrkulacji wynoszącym 200% objętości dopływających ścieków.

Bardzo ciekawym rozwiązaniem służącym do oczyszczania ścieków przemysłowych (zwłaszcza ze znaczną zawartością tłuszczu i wysoko stężonych, np. z rzeźni, czy kwaszarni kapusty) jest aerobowy reaktor CARBOFIL. Główną zaletą tego reaktora jest to, że nie wychwytuje on tłuszczu, ale przerabia je na osad biologiczny i przez to znacząco je redukuje. Podstawą wysokiej sprawności

reaktora jest jego zdolność do dostarczania dużej ilości tlenu do biomasy, dzięki wysokiej rozpuszczalności tlenu pod ciśnieniem. Biomasa jest włączana przez pionowy komin na dno reaktora, skąd wypływa ponownie na powierzchnię. Na powierzchni przepływa przez górną krawędź wbudowanego lejka, przy czym podczas przelewania powstaje swobodny strumień cieczy otoczony z obu stron powietrzem – rysunek 8.



**Rysunek 8.** Schemat działania reaktora CARBOFIL [www.proxpl.pl]: 1 – lej, 2 – przewód dostarczający powietrze, 3 – statyczne przegrody, 4 – odprowadzenie ścieków, 5 – doprowadzenie ścieków

**Figure 8.** Operating scheme for CARBOFIL reactor [www.proxpl.pl]: 1. funnel, 2 – air collection duct, 3 – static walls, 4 – effluent outflow, 5 – sewage inflow

Dzięki takiej konstrukcji dochodzi do intensywnego natlenienia biomasy. W ten sposób pokrywa się 70-80% zapotrzebowania na tlen. Pozostałe 20-30% dostarczane jest przez dmuchawę do komina na głębokości 2 m pod powierzchnią zwierciadła ścieków. Szybki przepływ cieczy umożliwia intensywne mieszanie i homogenizację biomasy. Homogenizowana biomasa z dużą zawartością rozpuszczonego tlenu wytwarza optymalne warunki dla rozwoju wyspecjalizowanych grup mikroorganizmów. Obecnie eksploatowane są 104 tego typu reaktory, głównie we Francji, Hiszpanii i Holandii.



### 3. CHARAKTERYSTYKA ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

#### 3.1. ZAWARTOŚĆ ZANIECZYSZCZEŃ W ŚCIEKACH CUKIERNICZYCH

Ścieki z przemysłu cukierniczego scharakteryzowano pod kątem takich wskaźników zanieczyszczeń, jak: BZT<sub>5</sub>, ChZT, zawiesiny ogólnej, odczynu pH, zasadowości ogólnej, azotu ogólnego, amonowego i azotanowego oraz fosforu ogólnego. Procedura wykonywania pomiarów była zgodna ze stosowanymi metodami referencyjnymi. Wyniki odnośnie do jakości ścieków cukierniczych pochodziły z badań eksperymentalnych, prowadzonych w Laboratorium Oceny Jakości Wody i Ścieków Zakładu Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód AR w Krakowie nad możliwością ich oczyszczania w reaktorze biologicznym, pracującym w technologii osadu czynnego. Badania były prowadzone w okresie od listopada 2006 r. do końca stycznia 2007 r. Prowadzono je na ściekach rzeczywistych, pochodzących z jednego z większych w Polsce i Europie zakładu tej branży. Próbkę ścieków surowych pobierano ze studzienki pompowni zlokalizowanej na terenie zakładu. Były to próbki średniodobowe pobierane codziennie przez cały czas trwania eksperymentu. W celu skrócenia okresu wpracowania układu komorę napowietrzania zaszczerpiono osadem czynnym pobranym z komory nityfikacji oczyszczalni ścieków komunalnych „Kujawy” w Krakowie. Uzyskane z przeprowadzonych badań modelowych wyniki zawiera tabela 1. Z przedstawionych w tabeli danych wynika, że w przypadku takich wskaźników zanieczyszczeń, jak: BZT<sub>5</sub>, ChZT, zawiesina ogólna, azot ogólny czy fosfor ogólny obserwujemy znaczne wahania ich wartości, o czym świadczą wysokie współczynniki zmienności. Zmienność ta wywołana jest w głównej mierze specyfiką produkcji w zakładzie. Wahania BZT<sub>5</sub> wynosiły od 119,6 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> do 807,3 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, przy współczynniku zmienności C<sub>v</sub> równym 0,63, a więc od wartości odpowiadającej ściekom rozcieńczonym do stężonych. Średnia wartość BZT<sub>5</sub> w ściekach dostarczanych do badań wynosiła 339,3 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, co odpowiada typowym ściekom bytowym [Henze i in. 2002]. Podobnie przebiegały zmiany ChZT. Wskaźnik ten jest szczególnie ważny z punktu widzenia projektowania stopnia biologicznego oczyszczalni, gdyż charakteryzuje on całość substancji organicznej zawartej w ściekach, zarówno podatnej na rozkład biologiczny, jak i niepodlegającej temu procesowi [Mąkinia 1998]. W analizowanych ściekach surowych wartość ChZT wahała się od 180 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> do 1500 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, przy współczynniku zmienności C<sub>v</sub> = 0,60, a więc bardzo

zblizonym do wielkości charakteryzującej wskaźnik BZT<sub>5</sub>. Średnia wartość ChZT w ściekach surowych wynosiła 640,1 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>.

Przebieg zmienności stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach dostarczanych do badań wykazywał względną stabilność w czasie. Stężenia tego wskaźnika w ściekach surowych wahały się w granicach od 12,4 do 1940,8 mg·dm<sup>-3</sup>, przy wartości średniej wynoszącej 345,7 mg·dm<sup>-3</sup> – tabela 1. Odczyn badanych ścieków wahał się w granicach od 5,04 do 12,3, przy czym wartości skrajne występowały tylko sporadycznie. Generalnie wartość odczynu utrzymywała się na poziomie pH = 6,5- 8,1, a więc w granicach optymalnych dla rozwoju mikroorganizmów redukujących zanieczyszczenia ze ścieków.

**Tabela 1.** Podstawowe charakterystyki statystyczne analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach cukierniczych [Krzanowski i in. 2007]

**Table 1.** Basic statistical characteristics of the analysed pollutant indices in confectionery factory effluents [Krzanowski et al. 2007]

Wskaźnik Parametr	Liczebność próbek Number of samples	Średnia Average	Mediana Median	Min. Min.	Maks. Max.	Odcz. Std. Standard deviation	Cv*
BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub> , mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	29	339,3	239,5	119,6	807,3	213,0	0,63
ChZT/COD, mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	41	640,1	524,0	180,0	1500,0	383,4	0,60
Zawiesina og. Total susp. mg·dm <sup>-3</sup>	41	345,7	244,0	12,4	1940,8	409,7	1,19
pH	41	7,24	7,21	5,0	12,3	1,12	0,16
Zasadowość og. Total alkalinity, mval·dm <sup>-3</sup>	41	8,1	7,8	3,6	13,0	2,4	0,30
N <sub>og.</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	17	82,8	68,8	44,4	280,0	56,2	0,68
N-NH <sub>4</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	40	39,4	36,7	9,6	78,0	14,8	0,37
N-NO <sub>3</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	15	1,7	1,5	1,1	3,3	0,6	0,36
P <sub>og.</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	41	3,8	2,5	0,3	14,7	3,4	0,91

\* - wartości współczynnika zmienności C<sub>v</sub> są bezwymiarowe

\* - coefficient of variability is non-dimensional

Przeciętne stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych wyniosło 82,8 mg·dm<sup>-3</sup>. Jednak w tym przypadku widoczne są wyraźne wahania stężenia tego zanieczyszczenia. Przypuszczalnie wpływ na to miały procesy produkcyjne, prowadzone w zakładzie, związane z okresowym płukaniem urządzeń linii produkcyjnej. Zaobserwowane maksymalne stężenie azotu ogólnego (280 mg·dm<sup>-3</sup>) było incydentalnym przypadkiem, który nie wpłynął na pracę całego układu. Z porównania stężeń związków azotu daje się zauważyć, że dominującą formą tego wskaźnika w ściekach była forma organiczna, stanowiąca 53% azotu ogólnego.

nego Kjeldahla. Tak wysoka zawartość azotu organicznego jest charakterystyczna dla zakładów z branży spożywczej, gdzie przy produkcji używa się znaczne ilości białek.

Obecność formy amonowej azotu w dowożonych ściekach była spowodowana znacznym udziałem odpływów z wewnątrzzakładowej kanalizacji sanitarnej. Średnia koncentracja azotu amonowego –  $\text{N-NH}_4$  w dowożonych ściekach wynosiła  $39,4 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  i wahała się w granicach od  $9,6$  do  $78 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Tak znaczne wahania tej formy azotu mogły powodować utrudnienia w procesie nityfikacji, bowiem bakterie realizujące procesy usuwania azotu amonowego są wrażliwe na duże i nierównomierne stężenia  $\text{N-NH}_4$  w ściekach. Udział formy amonowej azotu w azocie ogólnym wyniósł 47%. Jest to wartość nieco niższa niż dla typowych ścieków bytowych, odpływających z kanalizacji sanitarnej, która wynosi około 60% [Bever i in. 1997].

W ściekach surowych okresowo obserwowano obecność azotu azotanowego. Było to spowodowane czasowym natlenianiem ścieków dostarczanych do badań celem niedopuszczenia do ich zagniwania. Jednak w całym bilansie azotu forma azotanowa nie stanowiła istotnej pozycji. Przeciętna koncentracja  $\text{N-NO}_3$  w ściekach surowych wyniosła  $1,65 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  – tabela 1.

Obecność fosforu ogólnego w ściekach jest w głównej mierze spowodowana stosowaniem detergentów i środków czystości w zakładzie. Stąd też okresowo obserwuje się wzrost wartości tego wskaźnika. Średnie stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych wynoszące  $3,8 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  było na stosunkowo niskim poziomie, nawet jak dla ścieków bytowych. W trakcie całego okresu badań zaledwie dwa razy stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych przekroczyło poziom dopuszczalny, ustalony w pozwoleniu wodno-prawnym dla zakładu. Wynika stąd, że fosfor ogólny nie jest istotnym wskaźnikiem zanieczyszczenia przedmiotowych ścieków, ale może być czynnikiem limitującym wzrost biomasy mikroorganizmów osadu czynnego.

Ostatnim monitorowanym wskaźnikiem w ściekach była zasadowość ogólna, która charakteryzuje zdolność ścieków do zobojętniania kwasów i jest ważnym parametrem przy projektowaniu procesu nityfikacji. Bardzo duże wahania zasadowości były wywołane okresowym występowaniem warunków redukcyjnych w dostarczanych do badań ściekach. Średnia wartość zasadowości ogólnej w ściekach surowych wynosiła  $8,1 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$  – tabela 1.

W tabeli 2 porównano zawartość poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń w analizowanych ściekach cukierniczych z zanieczyszczeniami w ściekach pochodzącymi z innych zakładów przemysłu spożywczego i z typowymi ściekami bytowymi. Dane odnośnie do jakości ścieków z pozostałych sektorów przemysłu spożywczego oraz bytowych zaczerpnięto z prac: Henze [1992], Ruffera i Rosenwinkela [1998], Orhona i innych [1999], Bartkiewicz [2002], Henze i innych [2002] i Janczukowicza i innych [2005].

W przeciwieństwie do ścieków z innych analizowanych zakładów przemysłu spożywczego, ścieki cukiernicze charakteryzują się mniejszą zawartością zanieczyszczeń, lecz podobnymi, znacznymi ich wahaniami. Obserwowane wahania są charakterystyczne dla zakładów prowadzących produkcję okresową. Ścieki cukiernicze w porównaniu do bytowych zawierają nieco więcej zanieczyszczeń organicznych, zawiesin i azotu ogólnego. Wskazuje to na możliwość ich wspólnego oczyszczania. Zmieszanie przed oczyszczaniem ścieków cukierniczych z bytowymi ograniczałoby nierównomierność stężeń i ładunków zanieczyszczeń i wpływało korzystnie na ich bilans w dopływie do oczyszczalni.

**Tabela 2.** Porównanie wartości wskaźników zanieczyszczeń w wybranych ściekach z przemysłu spożywczego oraz bytowych

**Table 2.** Comparison of pollutant index values in selected effluents from food industry and domestic sewage

Wskaźnik zanieczyszczeń Indicators of pollution	Rodzaj przemysłu Kind of industry:					Ścieki bytowe Domestic sewage
	Cukiernie Confectionery factory	Cukrownie Sugar factory	Mleczarnie Dairies	Browary Breweries	Rzeźnie Slaughterhouse	
BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub> , mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	119,6–807,3	4–5112	340–7230	185–2400	1160–2880	100–350
ChZT/COD, mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	180–1500	65–13220	470–8986	310–3500	1000–6000	210–740
Zawiesina og. Total susp. solids, g·dm <sup>-3</sup>	12,4–1940,8	67–5020	200–1980	158–1540	1150–1350	120–450
N <sub>og.</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	44,4–280	–	38,6–179,2	48–348	140–580	20–80
P <sub>og.</sub> , mg·dm <sup>-3</sup>	0,3–9,6	–	12–61,2	1,4–9	10–80	6–23

### 3.2. PODATNOŚĆ ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH NA ROZKŁAD BIOLOGICZNY

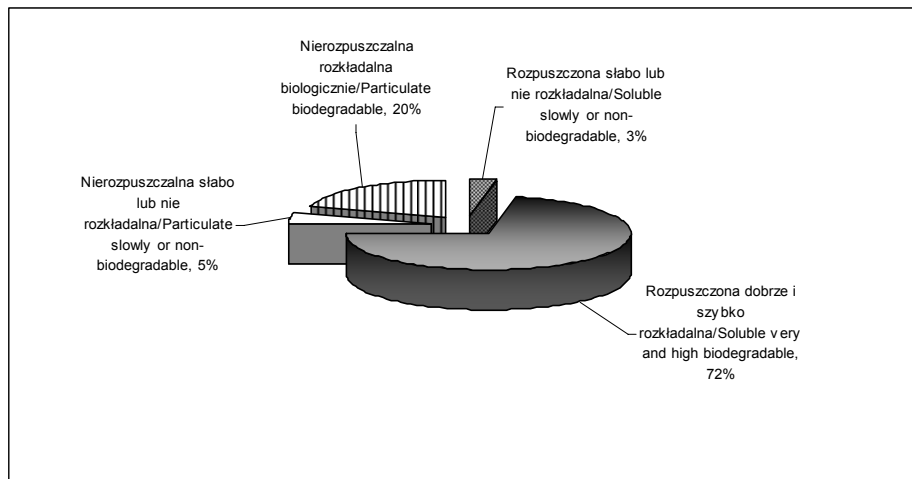
Jakość ścieków dopływających do urządzeń stopnia biologicznego oczyszczalni ma istotny wpływ na przebieg procesu oczyszczania. Istotne znaczenie odgrywa tu udział poszczególnych frakcji ChZT w ściekach. Znajomość tych charakterystyk ma duże znaczenie w projektowaniu i modelowaniu systemów oczyszczania ścieków z usuwaniem związków biogenych [Naidoo i in. 1998; Sadecka 2006]. Udział poszczególnych frakcji substancji organicznej, wyrażonej przez ChZT, w ściekach cukierniczych przedstawiono w tabeli 3 i na rysunku 9. Analizując przedstawione wyniki, można zauważyć, że frakcja rozpuszczona stanowiła 75% całkowitego ChZT (480,1 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>), co jest wartością zbliżoną do zawartości w ściekach bytowych [Bernat i in. 2003]. Udział tej frakcji ChZT w ściekach cukierniczych jest znacznie wyższy niż w innych ściekach przemys-



słowych. Jak podaje Orhon i inni [1999], udział frakcji rozpuszczonej w całkowitym ChZT dla ścieków z mleczarni wynosi średnio 61%, a z zakładów przetwórstwa mięsnego od 37 do 63%. Badane ścieki można uznać za podatne na biologiczny rozkład, gdyż ogólny udział substancji organicznej rozkładalnej wynosi 92% całkowitego ChZT ( $588,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ) i jest wyższy od spotykanego w ściekach miejskich, który waha się w granicach 75-80% całkowitego ChZT [Mąkinia 1998; Barnard, Oleszkiewicz 2000]. Udział frakcji rozpuszczonej podatnej na biodegradację jest zbliżony do wyników badań uzyskanych przez Orhona i innych [1995], badających także ścieki cukiernicze. Dla przebadanych ścieków z trzech zakładów cukierniczych frakcja rozpuszczona podatna na biodegradację wahała się w granicach 40 do 90% całkowitego ChZT. Udział frakcji organicznej, nierozpuszczalnej, rozkładalnej w ściekach cukierniczych stanowi około 20% całkowitego ChZT, co jest w porównaniu do ścieków bytowych zdecydowanie mniejszą wartością, w których udział ten osiąga 50% [Sadecka 2006]. Podatność ścieków cukierniczych na biodegradację również przedstawiają się korzystnie na tle innych ścieków z przemysłu spożywczego. Przykładowo, udział tej frakcji w ściekach cukierniczych wynosi 72%, a w ściekach z rzeźni waha się od 2,7 do 9% [Keller i in. 1997].

**Tabela 3.** Zawartość frakcji ChZT oraz proporcje pomiędzy zawartością substancji organicznej a azotem i fosforem w ściekach cukierniczych [Krzanowski, Wałęga 2007]  
**Table 3.** Content of COD fractions and proportions between organic substance content and nitrogen and phosphorus in sugar-mill wastes [Krzanowski, Wałęga 2007]

Frakcje ChZT Fraction of COD	Liczba próbek Number of samples	Wartości średnie Average
rozpuszczona słabo lub nie rozkładalna, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ soluble slowly or non-biodegradable, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	18	19,2±10,7
rozpuszczona dobrze i szybko rozkładalna, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ soluble very and high biodegradable, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	18	460,9±294,1
nierozpuszczalna, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ particulate, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	18	160,0±107,12
nierozpuszczalna słabo lub nie rozkładalna, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ particulate slowly or non-biodegradable, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	18	32,0±17,83
nierozpuszczalna rozkładalna biologicznie, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ particulate biodegradable, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	18	128,0±94,42
ChZT/BZT <sub>5</sub> COD/BOD <sub>5</sub>	29	1,89
ChZT/N <sub>og</sub> COD/N <sub>tot</sub>	17	7,73
ChZT/P <sub>og</sub> COD/P <sub>tot</sub>	41	168,4



**Rysunek 9.** Procentowy udział frakcji ChZT w ściekach cukierniczych  
**Figure 9.** Percentage of COD fractions in confectionery factory effluents

Stosunek ChZT do BZT<sub>5</sub> w badanych ściekach wynoszący 1,89 – tabela 3, jest typowy dla ścieków komunalnych. Proporcja pomiędzy zawartością substancji organicznej (ChZT) a azotem ogólnym wynosząca 7,73 wydaje się korzystna dla zapewnienia wymaganej redukcji azotu ze ścieków [Krzanowski, Wałęga 2007]. Jak podają Komorowska-Kaufman i Majcherek [2005], wymagane stężenie azotu ogólnego w odpływie poniżej 15 mg·dm<sup>-3</sup> można osiągnąć, gdy wartość stosunku ChZT/N<sub>og</sub> w ściekach surowych jest wyższa od 5,88 latem i 6,13 zimą. Badane ścieki cukiernicze są podatne na proces denitryfikacji nawet przy wysokich stężeniach azotu ogólnego w dopływie, bowiem stosunek BZT<sub>5</sub>/N<sub>og</sub> jest wyższy od 4,0 (wynosi 4,10). Taki stosunek BZT<sub>5</sub>/N<sub>og</sub> zapewnia stabilne i skuteczne usuwanie azotu drogą denitryfikacji wstępnej i dodatkowej recyrkulacji wewnętrznej [Stelmach, Malicki 1997]. Stosunek ChZT/N<sub>og</sub> w ściekach cukierniczych jest zbliżony do obserwowanego w ściekach z zakładów przetwórstwa mięsnego, gdzie waha się od 7,3 do 13,7, ale niższy niż w ściekach mleczarskich – ChZT/N<sub>og</sub> = 23 [Orhon i in. 1999]. Korzystnie również przedstawiają się badane ścieki cukiernicze, jeśli chodzi o ich podatność na proces biologicznego usuwania fosforu. Proporcja zawartości substancji organicznej do fosforu ogólnego – ChZT/P równa 168,4 świadczy o obecności wystarczającej ilości substancji organicznej do realizacji procesu biologicznej defosfatacji. Dla przeprowadzenia skutecznej defosfatacji nie zachodzi również potrzeba projektowania dodatkowej strefy beztlenowej, gdyż w samych ściekach surowych jest wystarczająca ilość łatwo rozkładalnych związków organicznych. Uzyskana proporcja między ChZT a fosforem ogólnym w ściekach cukierniczych jest zbliżona do zaobserwowanego w ściekach z mleczarni, gdzie wynosi średnio 191.

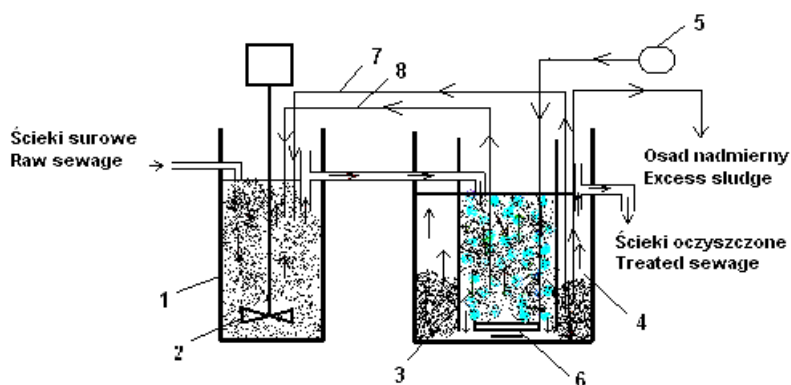
## 4. PRZEBIEG PROCESU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

### 4.1. OPIS BIOREAKTORA DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

Zastosowany do oczyszczania ścieków cukierniczych układ technologiczny stanowił dwufazowy reaktor biologiczny z osadem czynnym, przystosowany do zwiększonego usuwania związków azotu ze ścieków. O wyborze takiej technologii oczyszczania ścieków decydował fakt, iż spośród wszystkich monitorowanych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z zakładu cukierniczego, największe problemy w dotrzymaniu wymogów pozwolenia wodno-prawnego były w przypadku azotu ogólnego. Powszechnie wiadomo, że oczyszczalnie ścieków pracujące z wykorzystaniem procesu denitryfikacji wstępnej skutecznie redukują ten wskaźnik ze ścieków. Ponadto, w ostatnich latach w przemyśle cukierniczo-piekarskim stosowane są dwustopniowe beztlenowe i tlenowe metody oczyszczania ścieków, gwarantujące redukcję BZT<sub>5</sub> rzędu 99% i ChZT w około 95%. Przykład takiego rozwiązania podaje Garus [2004]. Mimo, iż często reaktory beztlenowe gwarantują wyższą skuteczność oczyszczania ścieków niż systemy oparte na klasycznych układach beztlenowo-tlenowych to jednak z uwagi na fakt, że w konsekwencji badane ścieki z zakładu cukierniczego trafiają do komunalnej oczyszczalni zdecydowano się na wybór prezentowanej w pracy technologii oczyszczania. Będzie ona pełnić głównie rolę podczyszczalni ścieków, która zagwarantuje ich jakość do poziomu wymaganego przez pozwolenie wodno-prawne dla zakładu.

W skład ciągu technologicznego modelowej oczyszczalni wchodziły następujące elementy: zbiornik o średnicy  $\varnothing$  400 mm i objętości 120 dm<sup>3</sup>, pełniący rolę komory denitryfikacji (1) połączony szeregowo z bioreaktorem tlenowym,  $\varnothing$  650 mm, o objętości 210 dm<sup>3</sup> – rysunek 10. Drugi zbiornik składał się z dwóch współśrodkowo umieszczonych komór – wewnętrznej – spełniającej rolę komory napowietrzania (3), w której zachodził proces nityfikacji azotu amonowego i mineralizacji substancji organicznej oraz zewnętrznej, spełniającej rolę osadnika wtórnego (4). W dnie komory wewnętrznej wykonano szczeliny, przez które osad czynny przedostawał się do osadnika wtórnego o średnicy  $\varnothing$  290 mm i objętości 59 dm<sup>3</sup>. Podstawą prawidłowego funkcjonowania przyjętego układu było dostarczenie odpowiedniej ilości tlenu zawartego w powietrzu

do komory napowietrzania. Realizowano to poprzez dostarczanie sprężonego powietrza za pomocą sprężarki typu HIBLOW HP-60 (5) do dyfuzora membranowego (6), umieszczonego nad dnem komory wewnętrznej. Zastosowanie dyfuzora membranowego zapewniało napowietrzanie drobnopęcherzykowe zawartości komory, co z kolei gwarantowało dobre wykorzystanie tlenu przez rozwijające się mikroorganizmy. Drugim warunkiem koniecznym do prawidłowego przebiegu procesu oczyszczania ścieków była właściwa recyrkulacja osadu.



**Rysunek 10.** Schemat bioreaktorów do oczyszczania ścieków cukierniczych:

- 1 – komora denitryfikacji, 2 – mieszadło, 3 – komora napowietrzania, 4 – osadnik wtórny,  
5 – sprężarka, 6 – dyfuzor membranowy, 7 – recyrkulacja zewnętrzna,  
8 – recyrkulacja wewnętrzna

**Figure 10.** Scheme of bioreactors for treatment of confectionery factory effluents:

- 1 – denitrification chamber, 2- stirrer, 3- aeration chamber, 4 – secondary settlement tank, 5 – compressor, 6 – membrane diffuser, 7 – external recirculation, 8 – internal recirculation

W typowych układach jednostopniowych, gdzie realizowane są procesy beztlenowo-tlenowe, stosuje się dwa układy recyrkulacji: zewnętrzną – z osadnika wtórnego do komory beztlenowej i wewnętrzną – z komory napowietrzania do komory beztlenowej. Podwójna recyrkulacja zapewnia zawracanie powstałych w warunkach tlenowych azotanów do komory beztlenowej, gdzie w wyniku procesu denitryfikacji następuje ich redukcja do azotu gazowego. W wykonanym modelu zastosowano podobne rozwiązanie. Recyrkulację zewnętrzną (7) i wewnętrzną (8) realizowano za pomocą pompki perystaltycznych typu PER-R 0601. Dzięki zainstalowanym pokrętlom regulacyjnym przy każdej z pompki możliwa była regulacja ilości recyrkulowanego osadu w zależności od warunków panujących w układzie. Powstający w układzie osad nadmierny, który tworzyły między innymi osłabione lub obumarłe komórki bakteryjne oraz nadmiar rozwijających się mikroorganizmów odprowadzano poza układ za pomocą

podobnej pompki perystaltycznej, jakie stosowano do recyrkulacji osadu. Regulacja ilości odprowadzanego osadu nadmiernego pozwala zmieniać najważniejszy parametr odpowiadający za skuteczną pracę oczyszczalni ścieków, czyli wiek osadu.

#### **4.2. WARUNKI PANUJĄCE W BIOREAKTORZE W CZASIE PROWADZENIA PROCESU OCZYSZCZANIA**

Podstawą poprawnej i skutecznej pracy oczyszczalni ścieków jest wytworzenie optymalnych warunków w bioreaktorze, umożliwiających rozwój pożądanym grup mikroorganizmów redukujących zanieczyszczenia zawarte w doprowadzanych ściekach. O tym, czy istnieją optymalne warunki oczyszczania ścieków w bioreaktorze, eksploatacator może się dowiedzieć, dokonując pomiaru takich parametrów, jak: stężenie tlenu, potencjał oksydacyjno-redukcyjny (potencjał redox), odczyn – pH, temperatura ścieków, stężenie suchej masy osadu i suchej masy organicznej, stężenie osadu recyrkulowanego i nadmiernego oraz indeks osadu. W tabeli 4 i 5 przedstawiono ogólną charakterystykę warunków, jakie panowały w obu komorach modelowej oczyszczalni. Powszechnie przyjmuje się, że denitryfikacja zachodzi w warunkach niskiego stężenia tlenu ( $S_{O_2} \leq 0,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ), a źródłem tlenu dla bakterii są azotany lub w szczególnych przypadkach azotyny [Szewczyk 2005]. Jak widać z tabeli 4, średnie stężenie tlenu w komorze denitryfikacji równe  $0,11 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  było korzystne dla przebiegu tego procesu. W jednym przypadku stężenie tlenu wzrosło ponad wartość dopuszczalną do poziomu  $0,88 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Było to wynikiem okresowego napowietrzania komory denitryfikacji celem wyeliminowania zagniewania ścieków. W komorze denitryfikacji ustabilizowały się warunki beztlenowe i niedotlenione, o czym świadczą wartości potencjału redox. Przez cały okres badań wartość potencjału utrzymywała się poniżej 0 mV (wyjątek stanowił rozruch modelu, kiedy dodatnie wartości tego parametru świadczyły o panujących tam warunkach tlenowych). Optymalny odczyn ścieków dla procesu denitryfikacji zawiera się w granicach pH 6,5–8,5. W komorze denitryfikacji badanego modelu odczyn ścieków utrzymywał się w podanym powyżej zakresie z wyjątkiem sporadycznych przypadków, kiedy to przy okresowo napowietrzanej komorze denitryfikacji nastąpił wyraźny wzrost tego parametru do wartości pH = 12,23, toksycznego dla mikroorganizmów. Jednak jak już zaznaczono wcześniej, te sporadyczne przypadki nie wpłynęły ujemnie na pracę reaktora. Przeciętna temperatura ścieków w komorze denitryfikacji wynosiła  $16,4^\circ\text{C}$ , przy wahaniach od  $13,3$  do  $18,1^\circ\text{C}$ . Jest to zakres korzystnego przebiegu procesu denitryfikacji.

**Tabela 4.** Parametry technologiczne panujące w komorze denitryfikacji  
**Table 4.** Technological parameters in denitrification chamber

Parametr Parameter	Liczba pomiarów Number of measurements	Średnia Average	Mediana Median	Minimum Minimum	Maksimum Maximum
potencjał redox redox potential, mV	123	-73,70	-95,66	-269,10	185,86
stężenie tlenu oxygen concentration, $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$	134	0,11	0,08	0,00	0,88
odczyn – Ph reaction	135	7,76	7,59	6,20	12,23
temperatura ścieków temperature of sewage, °C	134	16,4	16,4	13,3	18,1

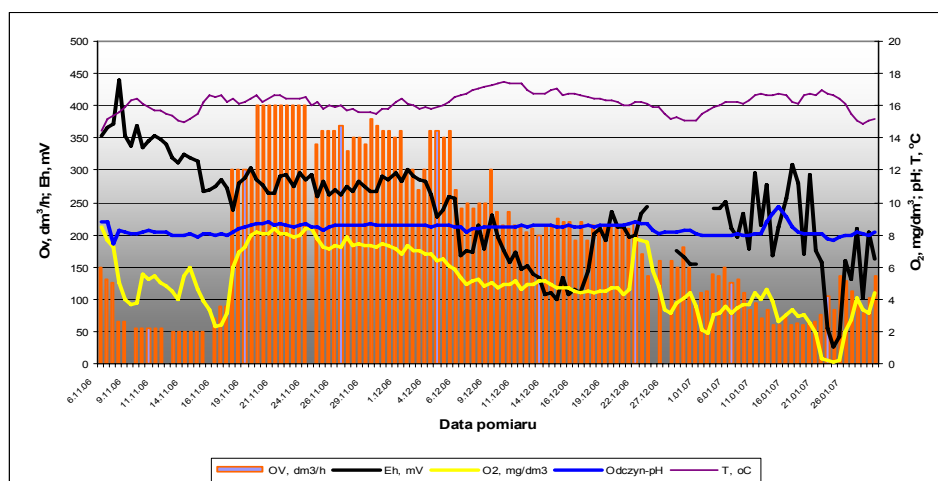
**Tabela 5.** Parametry technologiczne panujące w komorze napowietrzania  
**Table 5.** Technological parameters in aeration chamber

Parametr Parameter	Liczba pomiarów Number of measurement	Średnia Average	Mediana Median	Minimum Minimum	Maksimum Maximum
potencjał redox redox potential, mV	124	236,3	256,6	25,06	438,5
stężenie tlenu oxygen concentration, $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$	140	5,3	5,0	0,12	8,48
odczyn – pH/Reaction	140	8,31	8,51	7,43	9,73
temperatura ścieków temperature of sewage, °C	139	16,0	16,2	12,50	17,50
temperatura powietrza air temperatu, °C	133	16,7	17,1	12,50	19,10
ciśnienie atm. atmospheric pressure, hPa	91	993,2	992,0	967,0	1015,0
$X_{\text{smo}}, \text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	7	108,7	100,0	2,40	228,0
$X_{\text{sm}}, \text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	53	189,9	153,0	0,80	570,0
$X_{\text{r}}, \text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	55	439,5	384,0	3,33	2393,2
$X_{\text{on}}, \text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	16	223,9	195,0	38,4	654,4
$\text{IO}, \text{ml} \cdot \text{g}^{-1}$	47	571,1	98,0	1,3	4065,0
$\text{WO}, \text{d}$	49	8,5	8,0	2,3	15,9
$\text{OL}, \text{kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	26	0,528	0,14	0,024	4,82
$\text{R}, \%$	41	195,9	165,3	80,00	576,0

W tabeli 5 podano warunki, jakie panowały w komorze nityfikacji (napowietrzania). O powodzeniu procesu nityfikacji azotu amonowego do azotanowego decyduje głównie odpowiednie stężenie tlenu rozpuszczonego, odczyn-pH, obciążenie osadu substancją organiczną oraz wiek osadu. W komorze napowietrzania panowały warunki tlenowe (średnia wartość potencjału redox równa +236,3 mV), z wyjątkiem krótkiego okresu pod koniec stycznia, gdy na skutek chwilowego zasilania komory nityfikacji przefermentowanym osadem z komory denityfikacji ustaliły się warunki anoksydacyjne. Stężenie tlenu utrzymywało się na poziomie od 0,12 do 8,48 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, przy średniej 5,3 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Na uwagę zasługuje minimalna wartość stężenia tlenu równa 0,12 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Niskie stężenie tlenu występowało mimo znacznej ilości doprowadzanego powietrza – rysunek 11. Jednak z uwagi na silne pienienie się zawartości komory napowietrzania, (spowodowane obecnością w ściekach substancji powierzchniowo czynnych i detergentów), pęcherzyki powietrza były wynoszone na powierzchnię zwierciadła ścieków w komorze, co nie powodowało wzbogacania w tlen osadu czynnego.

Zwiększenie napowietrzania potęgowało efekt pienienia się, nie wpływając na podwyższenie zawartości tlenu w komorze. Z chwilą, kiedy zjawisko pienienia ustępowało, warunki tlenowe w komorze napowietrzania ulegały radykalnej poprawie. Z uwagi na utrzymujące się przez dłuższy czas wysokie stężenie tlenu w komorze napowietrzania, odczyn ścieków wahał się w granicach od 7,43 do 9,73. Niemniej jednak w czasie badań zmienność odczynu była niewielka.

Średnia temperatura ścieków w komorze napowietrzania utrzymywała się w granicach 16°C, przy wahaniami w zakresie od 12,5 do 17,5°C i była korzystna dla bakterii nityfikacyjnych [Buraczewski 1994].



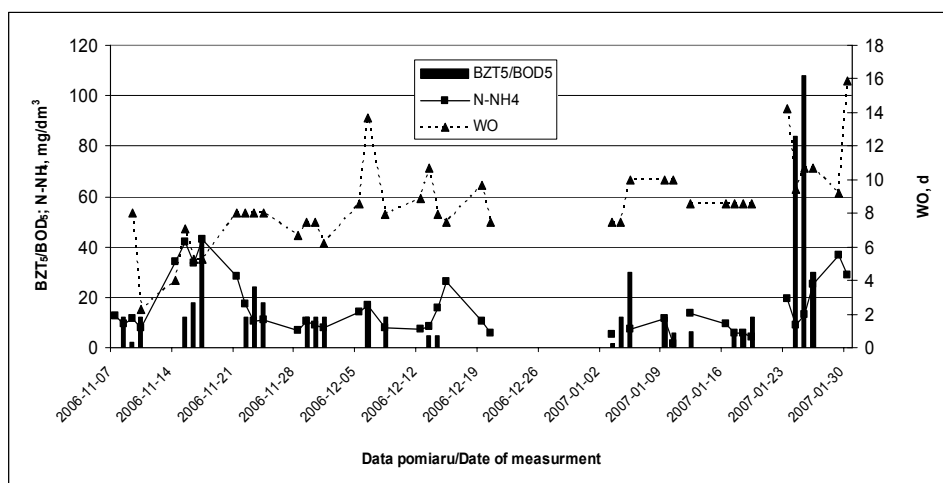
**Rysunek 11.** Zmienność warunków panujących w komorze napowietrzania  
**Figure 11.** Variability of conditions in the aeration chamber

Stężenie suchej masy osadu czynnego ( $X_{sm}$ ) oraz suchej masy organicznej ( $X_{smo}$ ) jest ważnym parametrem dla przebiegu procesu, mówiącym o liczebności mikroorganizmów. Im wyższe stężenie suchej masy osadu, tym mniejsze jest obciążenie kłaczek materią organiczną i możliwa jest bardziej efektywna redukcja zanieczyszczeń ze ścieków. Ponadto osad zagęszczony jest bardziej odporny na nagłe zmiany ilości i składu dopływających ścieków. W przypadku badanego układu średnie stężenie suchej masy osadu wynosiło  $189,9 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , co jest wartością stosunkowo niewielką w porównaniu do danych z oczyszczalni pracujących w technologii osadu czynnego, jednak pod koniec okresu badań stężenie suchej masy osadu wzrosło do wartości  $570,0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Stosunkowo niewielka zawartość suchej masy osadu była wynikiem długiego okresu wpracowywania się osadu z uwagi na charakter oczyszczanych ścieków. Jak wykazują badania Buraczewskiego [1994], w przypadku ścieków przemysłowych, często ze względu na nieodpowiednie warunki dla rozwoju mikroorganizmów, zdolność do kłaczkowania się osadu jest obniżona, co wymaga potrzeby dłuższego czasu wpracowania osadu. Średnie stężenie suchej masy organicznej, wynoszące  $108,7 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , stanowiło ponad 57% całkowitej suchej masy. Jest to typowy procentowy udział mikroorganizmów w osadzie czynnym. Jak podaje Buraczewski [1994] za Rudolfsem typowy osad czynny zawiera 60-80% suchej masy organicznej w całkowitej suchej masie. Indeks osadu jest bardzo ważnym wskaźnikiem mówiącym o zdolności osadu do sedymentacji. Jak podaje literatura [Kalisz 1978], indeks osadu charakteryzującego się dobrymi zdolnościami do sedymentacji powinien wynosić poniżej  $100 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ . Wyższe wartości indeksu wskazują zjawisko puchnięcia osadu. Osad spuchnięty ma dużą objętość, źle sedymentuje i w związku z tym często trafia do odpływu z osadników wtórnych, zmniejszając tym samym końcowy efekt oczyszczania ścieków. W osadzie wtórnym powstającym w czasie prowadzenia badań modelowych często występowało zjawisko puchnięcia osadu, o czym świadczy wysoka wartość indeksu osadu oraz obecność bakterii nitkowatych. Średnia wartość indeksu osadu wynosiła  $571,1 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$  – tabela 5.

Warunkiem prawidłowego przebiegu nityfikacji jest odpowiednio długi wiek osadu. Literatura podaje [Buraczewski 1994; Bever i in. 1997; Heidrich, Witkowski 2005; Szewczyk 2005], że optymalna szybkość nityfikacji występuje przy wieku osadu powyżej 10 dób, przy czym wysoką skuteczność w usuwaniu substancji organicznej można osiągnąć już przy wieku osadu około 4 doby. Dla celów kontroli i sterowania procesem oczyszczania ścieków wiek osadu określano na podstawie bilansu masy osadu, z uwzględnieniem ilości osadu wynoszonego z osadnika wtórnego. Danymi wyjściowymi do obliczenia wieku osadu były codzienne pomiary stężenia suchej masy osadu w komorze napowietrzania i usuwanego z układu, stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych oraz objętość dopływających ścieków surowych i ilość usuwanego osadu nadmiernego. W trakcie prowadzonych badań średni wiek osadu wynosił 8,5 doby i wahał się w zakresie od 2,3 do 15,9 doby. Wahania wieku osadu wywo-



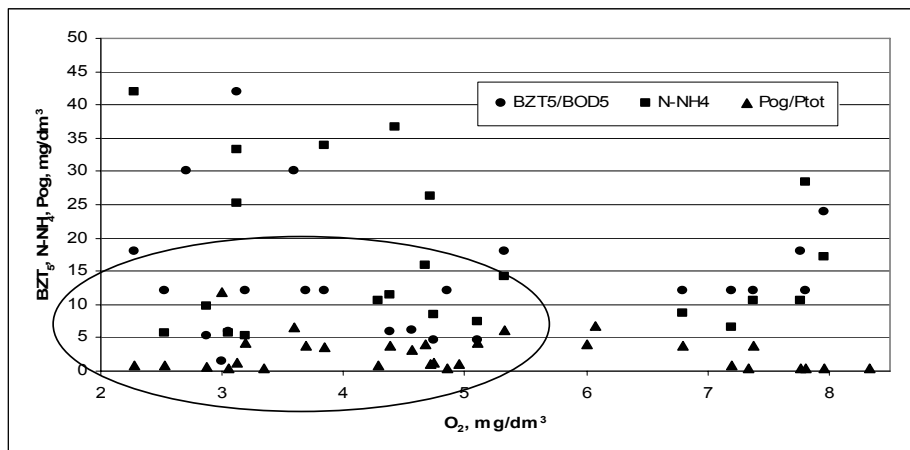
lane były zmiennymi warunkami pracy osadu z uwagi na jego długi okres wpracowywania. Zauważono, że przy długim wieku osadu występowało zjawisko jego puchnięcia. Podobne spostrzeżenia, co do wpływu długości wieku osadu na rozwój bakterii nitkowatych zawarte są w pracach między innymi Pławeckiej [2005] i Lemmer [2000]. Przebieg procesu nityfikacji jest silnie uzależniony od wieku osadu. W analizowanym przypadku najniższe stężenia N-NH<sub>4</sub> w ściekach oczyszczonych występowały w sytuacji, kiedy wiek osadu był powyżej 6 dób – rysunek 12. Długi wiek osadu, gwarantujący prawidłowy przebieg nityfikacji, wpływa na zwiększoną redukcję substancji organicznej ze ścieków. Potwierdza to analizowany rysunek 12, gdzie przy wysokich wartościach wieku osadu, podobnie jak w przypadku N-NH<sub>4</sub>, uzyskano najniższe wartości BZT<sub>5</sub>. Pod koniec eksperymentu, mimo wysokiego wieku osadu (powyżej 10 dób), wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych przekraczały 80 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Prawdopodobnie było to spowodowane wynoszeniem osadu z osadnika wtórnego w wyniku jego pęcznienia.



**Rysunek 12.** Wartości BZT<sub>5</sub> i azotu amonowego w ściekach oczyszczonych w zależności od czasu i wieku osadu (WO)

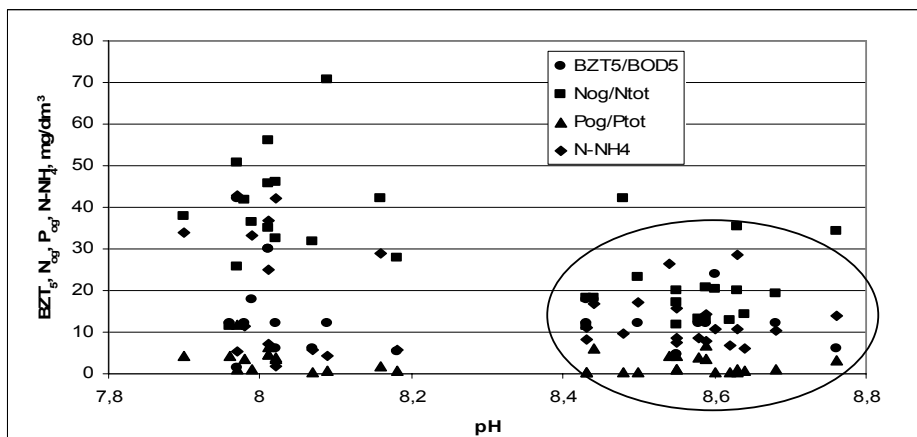
**Figure 12.** Values of BOD<sub>5</sub> and ammonium nitrogen in treated effluents, depending on time and sludge age (WO)

Na rysunku 13 przedstawiono zależności między stężeniem tlenu rozpuszczonego w komorze napowietrzania a wartościami BZT<sub>5</sub>, azotu amonowego i fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych. Największą liczbę spostrzeżeń i najniższe wartości wymienionych wskaźników zanieczyszczeń zaobserwowano przy stężeniu tlenu wahającym się w przedziale od 2,0 do 5,33 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (na rysunku 13 jest to obszar zakreślony).



**Rysunek 13.** Wartości BZT<sub>5</sub>, azotu amonowego i fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych w zależności od stężenia tlenu rozpuszczonego w komorze napowietrzania  
**Figure 13.** Values of BOD<sub>5</sub>, ammonium nitrogen and total phosphorus in treated effluents depending on oxygen dissolved in the aeration chamber

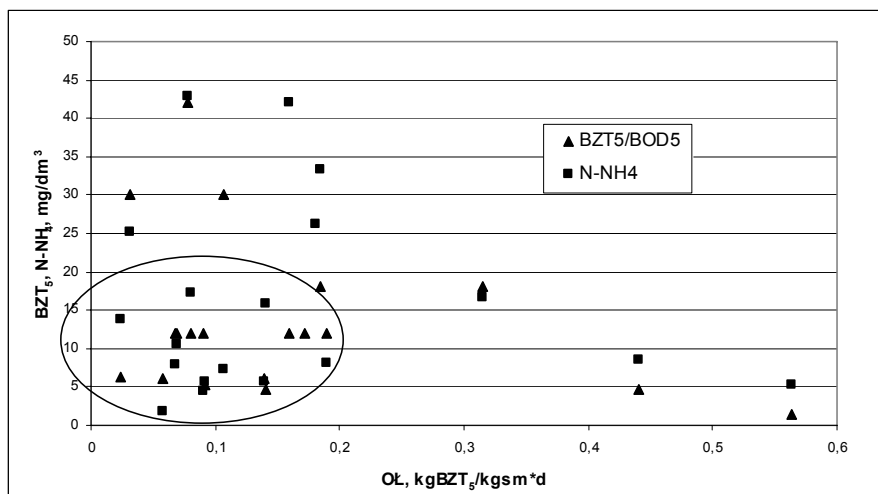
Na rysunku 14 przedstawiono wpływ odczynu-pH w komorze napowietrzania na efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych, związków azotu i fosforu ogólnego ze ścieków. Podobnie jak to było widoczne w przypadku tlenu, wzrost odczynu w komorze napowietrzania wyraźnie sprzyjał poprawie pracy oczyszczalni, przy czym najlepsze efekty oczyszczania uzyskano przy pH w granicach 8,4–8,8 (obszar zakreślony na rysunku 14).



**Rysunek 14.** Wartości BZT<sub>5</sub>, azotu amonowego i ogólnego oraz fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych w zależności od odczynu w komorze napowietrzania  
**Figure 14.** Values of BOD<sub>5</sub>, ammonium nitrogen and total phosphorus in treated effluents depending on the reaction in the aeration chamber



zadowalające rezultaty, wystarczające do spełnienia wymagań zawartych w pozwoleniu wodno-prawnym dla zakładu.

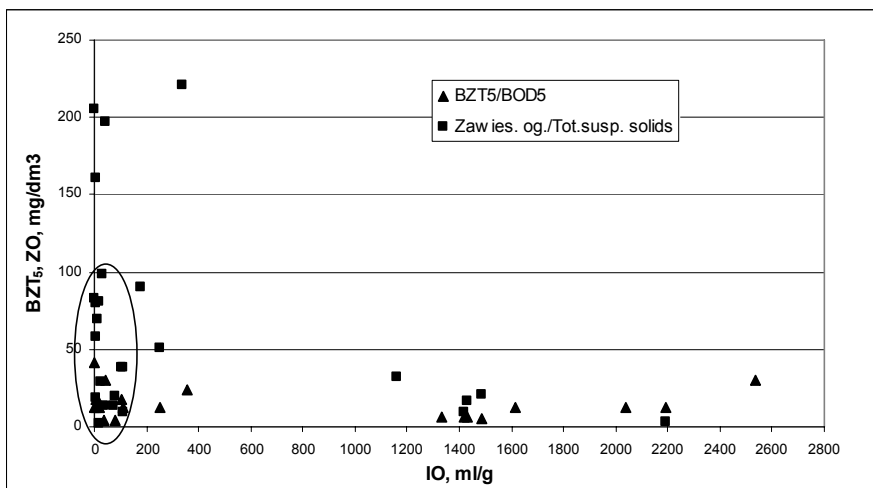


**Rysunek 16.** Efektywność usuwania ze ścieków BZT<sub>5</sub> i azotu amonowego w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych

**Figure 16.** Effectiveness of BOD<sub>5</sub> and ammonium nitrogen removal from sewage depending on the sludge organic pollutant load

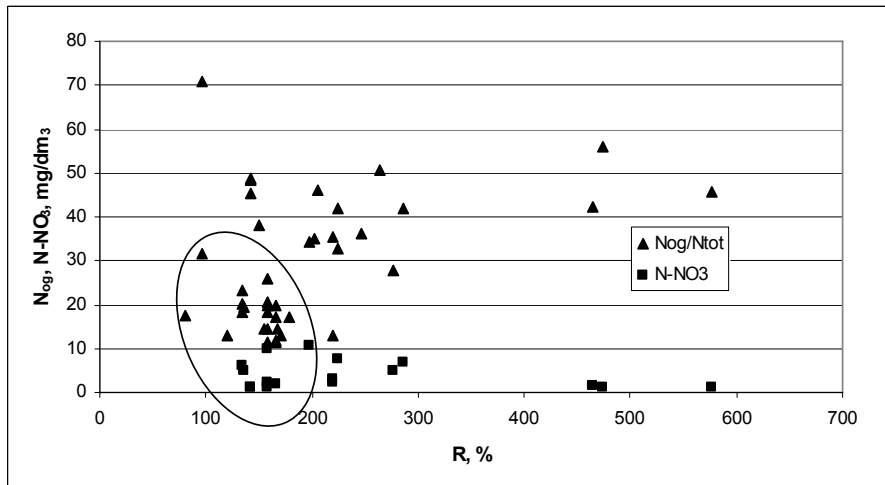
Indeks osadu charakteryzuje zdolność osadu do sedymentacji i z tego względu jest on niezwykle ważnym parametrem przy projektowaniu osadników wtórnych. Jak już wcześniej zaznaczono w pracy, w trakcie prowadzonych badań dość często występowały trudności z sedymentacją osadu, na co wskazywały wysokie wartości jego indeksu. Jak wynika z rysunku 17, wraz ze wzrostem wartości indeksu nieznacznie poprawiała się jakość ścieków odpływających z osadnika wtórnego. Tę pozorną sprzeczność można tłumaczyć faktem, iż badany model reaktora wyposażony był w osadnik wtórny o wystarczającej rezerwie pojemności tak, aby osad czynny mimo dużej objętości mógł sedymentować w dostatecznie długim czasie. Ta rezerwa pojemności osadnika wtórnego zapewniła klarowny odpływ ścieków o bardzo małej zawartości zanieczyszczeń, pomimo wysokich wartości indeksu, dochodzących do 2600 ml·g<sup>-1</sup>.

Niezwykle istotnym czynnikiem warunkującym skuteczne usuwanie ze ścieków azotu ogólnego jest wielkość recyrkulacji osadu z komory napowietrzania i dna osadnika wtórnego do komory denitryfikacji. W przeprowadzonej analizie uwzględniano sumaryczną recyrkulację zewnętrzną i wewnętrzną, przyjmując parametr R, zwany stopniem recyrkulacji. Określa on procentowy udział osadu recyrkulowanego w stosunku do wielkości dopływu ścieków surowych do układu. Zależność między stopniem recyrkulacji osadu a stężeniem azotu azotanowego i ogólnego w ściekach oczyszczonych przedstawia rysunek 18.



**Rysunek 17.** Wartość BZT<sub>5</sub> i zawiesiny ogólnej (ZO) w ściekach na odpływie z bioreaktora w zależności od indeksu osadu (IO)

**Figure 17.** Value of BOD<sub>5</sub> and total suspended solids (ZO) in sewage on the outflow from the bioreactor depending on sludge index (IO)



**Rysunek 18.** Stężenia azotu azotanowego i ogólnego w ściekach oczyszczonych w zależności od stopnia recyrkulacji osadu R

**Figure 18.** Concentrations of ammonium and total nitrogen in treated effluents depending on the degree of sludge recirculation R

W przypadku azotu azotanowego jego stężenie ulegało obniżaniu wraz ze zwiększaniem stopnia recyrkulacji. Fakt ten można tłumaczyć tym, iż zawracane wraz z osadem czynnym z komory napowietrzania i z dna osadnika wtórnego azotany ulegają w komorze denitryfikacji rozkładowi do azotu gazowego. Jednak w przypadku azotu ogólnego mamy do czynienia z sytuacją odwrotną, to jest wraz ze wzrostem stopnia recyrkulacji zwiększa się stężenie tego wskaźnika w odpływie. To z kolei można tłumaczyć tym, iż zawracany w dużej ilości osad do komory denitryfikacji ulega tam dezintegracji, a z rozpadających się komórek bakteryjnych uwalnia się azot amonowy oraz organiczny. Azot amonowy, zawarty w dopływających ściekach surowych i powstający dodatkowo z rozpadu komórek w komorze denitryfikacji, powoduje wraz z azotem organicznym przeciążenie osadu w komorze napowietrzania, co obniża szybkość nityfikacji i w konsekwencji zwiększa stężenie azotu ogólnego w odpływie z reaktora. Za taką tezę przemawia fakt okresowego wzrostu stężenia organicznej formy azotu w ściekach oczyszczonych w stosunku do dopływających do układu. Z rysunku 18 wynika, że optymalny stopień recyrkulacji, przy którym uzyskiwano zadowalające stężenia obu form azotu w odpływie z reaktora mieści się w granicach od 100 do 240% objętości dopływających ścieków.

### **4.3. AKTYWNOŚĆ OSADU CZYNNEGO**

Badania aktywności osadu czynnego charakteryzuje się za pomocą testów porcjowych. Aktywność osadu scharakteryzowano za pomocą testów szybkości zużycia tlenu (SOUR), szybkości nityfikacji (SAUR) i szybkości denitryfikacji (SNUR).

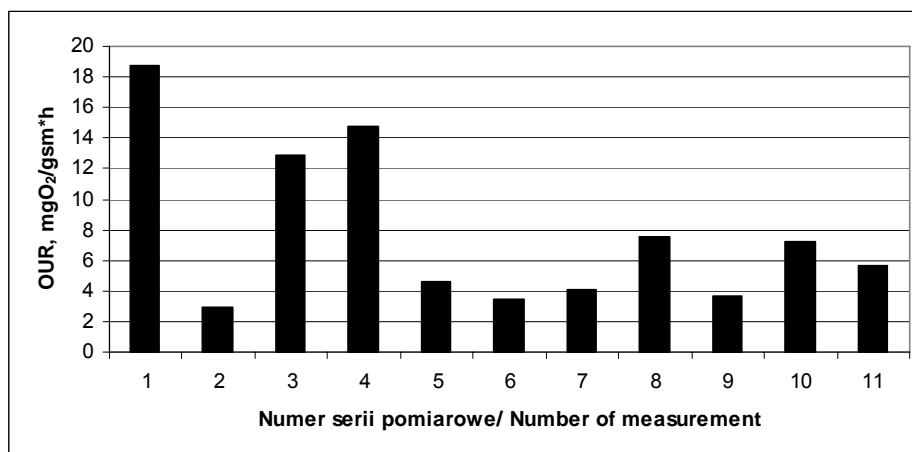
Test szybkości poboru tlenu przez osad (SOUR) wykonywano raz w tygodniu. Do butelki o objętości 500 ml pobierano 300 ml osadu czynnego z komory napowietrzania i poddawano go kilkugodzinnemu napowietrzaniu. Następnie butelkę z osadem czynnym dopełniano surowymi ściekami stanowiącymi pożywkę dla mikroorganizmów. W mieszaninie osadu i ścieków, oznaczano zawartość suchej masy. W celu zatrzymania procesu nityfikacji dodawano do przygotowanej mieszaniny inhibitor nityfikacji w postaci n-allilotiomicznika w ilości  $6 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Właściwy pomiar szybkości poboru tlenu polegał na pomiarze za pomocą pH/tlenomierza stężenia tlenu w próbce mieszaniny ścieków i osadu w czasie 10 min. Przez cały czas wykonywania testu zawartość próbki mieszano mieszadłem magnetycznym typu ES 21H. Wynik testu odczytywano z krzywej nachylenia zużycia tlenu i wyrażano w  $\text{mgO}_2 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  [Kristensen i in. 1992].

Test szybkości nityfikacji (SAUR) przeprowadzano na osadzie czynnym pobranym z komory napowietrzania. Przed wykonaniem testu określano zawartość suchej masy osadu. Następnie do próbki osadu o objętości  $1 \text{ dm}^3$  dodawano soli amonowych stanowiących źródło azotu amonowego dla bakterii nityfikacyjnych. Wykonanie testu polegało na pomiarze stężenia azotu azotanowego

w osadzie ciągle napowietrzanym w czasie 2 godzin. Częstość poboru prób wynosiła 30 min. Pomiar zawartości azotu azotanowego w osadzie wykonywany był za pomocą testów kuwetowych z wykorzystaniem wymienionego wcześniej spektrofotometru. Pomiar wykonywano w próbach niesączonych. Wynik testu odczytywano z krzywej nachylenia stężeń azotu azotanowego i wyrażano w  $\text{mgN-NO}_3 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  [Kristensen i in. 1992].

Test szybkości denitryfikacji (SNUR) wykonywano na ściekach pobieranych z komory denitryfikacji z dodatkiem ścieków surowych jako źródła łatwo rozkładalnego węgla organicznego w proporcji 1:1. Przed wykonaniem badania określono zawartość suchej masy mieszaniny. Do objętości  $1 \text{ dm}^3$  mieszaniny dodawano  $0,15 \text{ g KNO}_3$  (azotanu potasu), stanowiącego źródło azotu azotanowego dla bakterii denitryfikacyjnych. W trakcie wykonywania testu stężenie tlenu w badanej próbce nie przekraczało  $0,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Przez cały czas wykonywania badania próbka ścieków była mieszana mieszadłem magnetycznym. Wykonanie testu polegało na pomiarze stężenia azotu azotanowego w ściekach w czasie 2 godzin. Częstość poboru prób wynosiła 30 min. Pomiar zawartości azotu azotanowego w próbce ścieków przeprowadzono za pomocą podobnej metodyki jak w przypadku testu AUR. Wynik testu odczytywano z krzywej nachylenia stężeń azotu azotanowego i wyrażano w  $\text{mgN-NO}_3 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  [Kristensen i in. 1992].

W ciągu całego okresu badań osad charakteryzował się małą aktywnością, o czym świadczą wyniki testu szybkości zużycia tlenu – rysunek 19. Jedynie



**Rysunek 19.** Wyniki testu OUR nad szybkością zużycia tlenu przez osad czynny (specyficzna szybkość zużycia tlenu przez osad czynny)

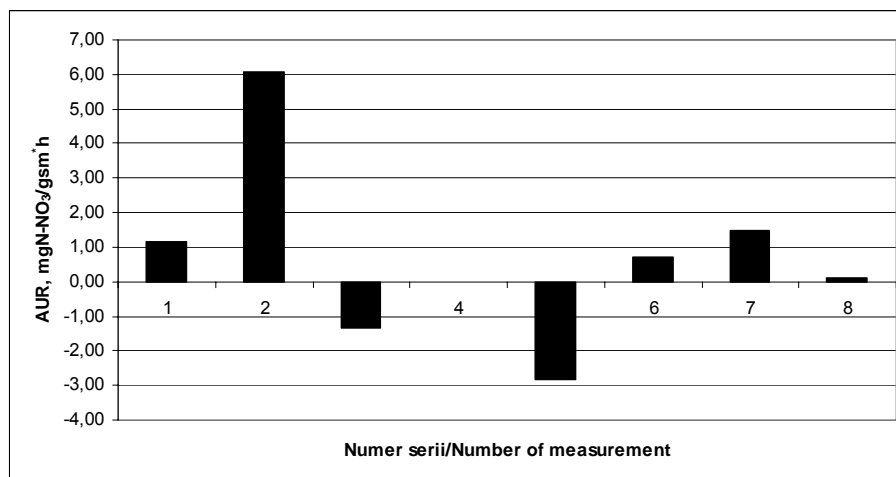
**Figure 19.** Results of OUR test on the rate of oxygen consumption by activated sludge (rate of oxygen utilisation by activated sludge)

w pierwszej serii pomiarowej, przeprowadzonej na początku badań szybkość ta była znaczna i wynosiła  $18,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . W późniejszym okresie badań szybkości te były mniejsze. Według Henze i innych [2002], niskie wartości tego testu mogą świadczyć o zatruciu osadu lub o jego stabilizacji. Również w miarę zwiększania się zawartości nierozpuszczalnej frakcji ChZT szybkość poboru tlenu maleje, gdyż rośnie wtedy zawartość substancji intertych [Kristensen i in. 1992]. W rozpatrywanym przypadku, z uwagi na to, iż proces oczyszczania prowadzony był przy częstych szokowych obciążeniach ładunkiem zanieczyszczeń, wyniki testu szybkości zużycia tlenu mogą wskazywać, że badany osad często mógł ulegać zatruciu. Średnia wartość testu OUR wynosiła  $7,77 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .

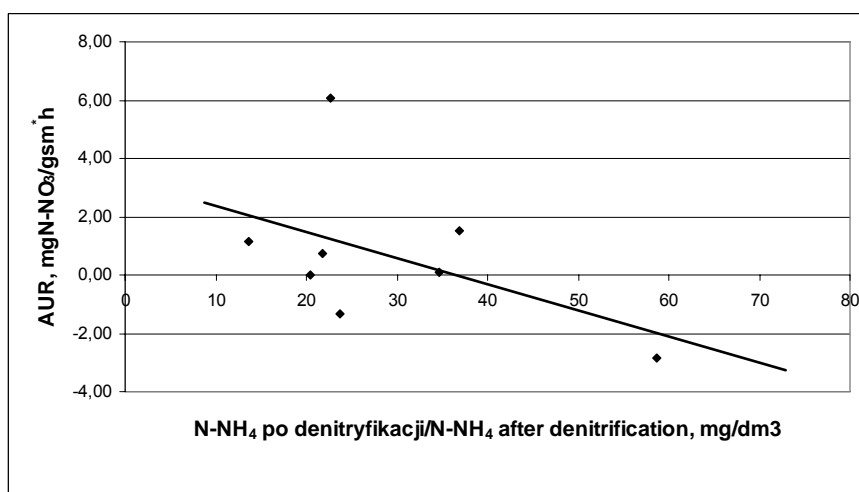
Bardzo istotną rolę w procesie usuwania azotu ze ścieków odgrywa proces nityfikacji. Niestety, jest to proces bardzo wrażliwy na wszelkie zmiany zarówno warunków w komorze tlenowej, jak i właściwości fizykochemicznych dopływających ścieków surowych. Na rysunku 20 przedstawiono wyniki testu AUR szybkości zużycia azotu amonowego. W początkowym okresie, gdy dopływające ścieki nie zawierały nadmiaru substancji z płukania linii technologicznych zakładu, nityfikacja przebiegała sprawnie, osiągając nawet prędkość  $6,0 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Z chwilą, kiedy ścieki dopływające do reaktora zawierały duże ilości zanieczyszczeń wynik testu AUR ulegał obniżeniu, osiągając nawet w pewnych sytuacjach wartość ujemną, co świadczy, iż następuje redukcja azotu azotanowego w warunkach tlenowych, co jest sprzeczne z przebiegiem klasycznej nityfikacji. Jednak, jak podaje Szewczyk [2005], może to być wynikiem tzw. asymilacyjnej redukcji azotanów, zwanej również „zbiałczaniem” azotanów. Jest to przemiana odwrotna do nityfikacji. Powstające jony amonowe są asymilowane przez drobnoustroje i wykorzystywane do budowy materiału komórkowego.

Średnia szybkość nityfikacji w całym okresie badań była nieznaczna i wynosiła  $0,67 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{gsm}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Proces nityfikacji był limitowany składem ścieków dopływających do komory napowietrzania. Jak wynika z rysunku 21, wraz ze wzrostem stężenia azotu amonowego w ściekach zasilających komorę napowietrzania, obserwowano spadek wydajności tego procesu. Jak wykazują badania Gee i innych [1990], wyższe stężenia azotu amonowego w ściekach wpływają hamująco na drugi etap nityfikacji, czyli utlenianie azotanów do azotanów.





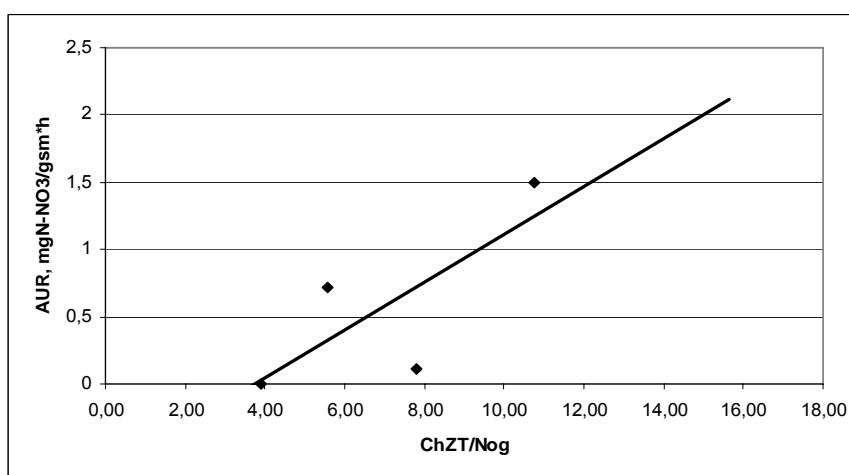
**Rysunek 20.** Wyniki testu AUR szybkości zużycia azotu amonowego  
**Figure 20.** Values of AUR test on ammonium nitrogen utilisation rate



**Rysunek 21.** Przebieg nitryfikacji w zależności od stężenia azotu amonowego w ściekach  
**Figure 21.** The course of nitrification depending on sewage ammonium nitrogen concentration

Wraz ze wzrostem stosunku ChZT/N<sub>og</sub> obserwowano większą szybkość nitryfikacji – rysunek 22. Nitryfikacja w badanym układzie zachodziła nawet przy stosunku ChZT/N<sub>og</sub> = 10,8 : 1. Nitrifikatory wykazywały jednak małą

aktywność z uwagi na dużą ilość substancji organicznej w dopływających ściekach. Podobne wyniki uzyskali Kristensen i inni [1992], gdzie przy stosunku  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$  powyżej 10 szybkość nityfikacji wyniosła od 1,1 do 1,4  $\text{mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{gsm}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ . Literatura podaje [Malej, Bogucki 2001, Łomotowski, Szpindor 1999], że ścieki podatne na proces nityfikacji charakteryzują się stosunkiem  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}} \leq 4-5 : 1$ .



**Rysunek 22.** Przebieg szybkości nityfikacji w zależności od stosunku  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$   
**Figure 22.** Nitrification rate depending on  $\text{COD}/\text{N}_{\text{og}}$  ratio

Wyznaczona wartość szybkości denityfikacji, na poziomie  $0,52 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{gsm}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ , była zbliżona do uzyskanej przez Bernat i in. [2003] dla ścieków miejskich oczyszczanych w reaktorze o czasie napowietrzania równym 24 h. Zbliżoną wartość szybkości denityfikacji, równą  $0,4 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3\cdot\text{gsm}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$  uzyskali Kristensen i inni [1992] na oczyszczalni w Sjøelso, gdzie prowadzony jest wyłącznie proces nityfikacji przy długim wieku osadu. Badania procesu denityfikacji autorzy przeprowadzili na ściekach pobranych z osadnika wstępnego, a więc podobnie jak w przypadku omawianych ścieków cukierniczych. Ci sami autorzy obserwowali obniżenie szybkości denityfikacji przy wzroście frakcji rozpuszczonej ChZT i długim wieku osadu. Najwyższe szybkości denityfikacji są obserwowane przy udziale frakcji rozpuszczonej do około 50% całkowitego ChZT. W przypadku ścieków cukierniczych frakcja rozpuszczona stanowiła 75% całkowitego ChZT, stąd wynikła niska szybkość denityfikacji. Równoległe prowadzone oznaczenia szybkości respiracji tlenu (test OUR) oraz redukcji azotanów (test NUR) pozwalają na określenie bezwzględnego udziału bakterii denityfikacyjnych w osadzie [Kristensen i in. 1992; Henze i in. 2002]. Udział bakterii denityfikacyjnych oznaczony symbolem  $\eta_g$  wyraża stosunek wskaźnika NUR

do OUR z uwzględnieniem równoważników utleniania. W reaktorach realizujących wysokoefektywne procesy redukcji azotu ze ścieków typowy udział bakterii heterotroficznych wynosi w granicach 41–73%. W badanym modelu bioreaktora udział bakterii denitryfikacyjnych w osadzie wynosił 19%. Tak niewielki udział bakterii denitryfikacyjnych jest spowodowany stosunkowo długim wiekiem osadu (średnio 8,5 d), niskim jego obciążeniem substancją organiczną, a także wysokim stężeniem tlenu w reaktorze. A więc można stwierdzić, że w badanym bioreaktorze azot był usuwany ze ścieków głównie na drodze nityfikacji i asymilacji w biomase bakterii. Jak podają Kristensen i inni [1992] w reaktorach, gdzie prowadzona jest wydzielona nityfikacja z niewielkim udziałem objętościowym strefy anoksycznej, udział heterotrofów wynosi od 15 do 20%. Przeprowadzony eksperyment na ściekach cukierniczych potwierdza te wyniki.

#### 4.4. SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W BIOREAKTORZE

Uzyskane wyniki badań monitoringowych właściwości fizykochemicznych ścieków cukierniczych w odpływie z poszczególnych komór bioreaktora przedstawiono w tabeli 6 i na rysunku 23 a, b, c, d, e, f, g, h, i, natomiast wyliczone dystrybuanty empiryczne z podaniem prawdopodobieństwa dotrzymania warunków zawartych w pozwoleniu wodno-prawnym dla zakładu – tabeli 7. Analizując rysunek 23 a, b, e można zauważyć, że w przypadku BZT<sub>5</sub>, ChZT i azotu ogólnego obserwuje się przez dłuższy czas redukcję zanieczyszczeń już po komorze denitryfikacji. Zachodzące tam procesy beztlenowe powodują redukcję zanieczyszczeń organicznych, a w przypadku azotu ogólnego – denitryfikację, co skutkuje redukcją tych zanieczyszczeń w przypadku BZT<sub>5</sub> i ChZT. Średnie wartości tych wskaźników w odpływie z komory denitryfikacji wynosiły odpowiednio 160,7 i 286,2 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, a redukcja zanieczyszczeń w stosunku do ścieków dowożonych osiągnęła 52,6% i 55,3%. W obu przypadkach odpływ z komory denitryfikacji spełniał wymogi pozwolenia wodno-prawnego. Średnie stężenie azotu ogólnego w odpływie z komory denitryfikacji wynosiło 43,8 mg·dm<sup>-3</sup> i uległo redukcji w wyniku procesów beztlenowych o 47,1%. W tym jednak przypadku redukcja nie była na tyle wysoka, by spełnić wymogi pozwolenia wodno-prawnego. Z uwagi na problemy techniczne, w początkowym okresie badań wyznaczone stężenia azotu ogólnego w ściekach surowych były niemiernodajne i obarczone znacznym błędem, stąd nie uwzględniono ich w analizie. Na rysunku 23 e zaznaczono wartości stężeń azotu ogólnego w ściekach surowych z okresu, który uznano za miarodajny. Mimo redukcji średniej wartości stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie z komory denitryfikacji (160,3 mg·dm<sup>-3</sup>) w stosunku do jej stężenia w ściekach surowych (345,7 mg·dm<sup>-3</sup>), to w wielu przypadkach widoczny jest wzrost tego wskaźnika po procesie denitryfikacji. Zwłaszcza ma to miejsce pod koniec prowadzonych badań. Było to

związane z obecnością bakterii nitkowatych w osadzie zawracanym z komory napowietrzania do komory denitryfikacji, które – ze względu na znaczną hydrofobową powierzchnię komórkową – źle sedymentują i mają tendencję do flotowania i „uciekania” do odpływu [Lemmer 2000]. Generalnie jednak średnia redukcja zawiesiny ogólnej w ściekach odpływających z komory denitryfikacji w stosunku do ścieków surowych wyniosła 53,6%.

Odczyn ścieków odpływających z komory denitryfikacji podczas badań wykazywał wyższe wartości w stosunku do ścieków surowych, oscylując wokół  $\text{pH} = 8$  – rysunek 23 d. Jedynie pod koniec badań ulegał znacznym wahaniom, co było spowodowane okresowym napowietrzaniem komory denitryfikacji. Zabieg ten był przeprowadzony w celu ograniczenia dopływu zagniętych ścieków do komory napowietrzania, wywołujących rozwój bakterii siarkowych z grupy *Beggiatoa*, odpowiedzialnych za puchnięcie osadu.

Średnie stężenie azotu amonowego w ściekach odpływających z komory denitryfikacji wynosiło  $28,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  – tabela 6, a wielkość redukcji po tym stopniu oczyszczania wyniosła 27%. Generalnie w początkowych dwóch miesiącach badań stężenie azotu amonowego w ściekach po komorze denitryfikacji ulegało wyraźnemu obniżaniu w stosunku do ich zawartości w ściekach surowych. Przyczyną tego mogło być wpracowywanie się układu do warunków rzeczywistych dla tego typu ścieków. W komorze denitryfikacji mogły ustalić się warunki odpowiednie dla częściowej nityfikacji prowadzonej przy niskim stężeniu tlenu, głównie w strefie powierzchniowej zbiornika, gdzie panowały warunki niedotlenione, o czym świadczą wartości potencjału oksydacyjno-redukcyjnego, wahające się w tym czasie od około  $+80,0$  do  $-144,0 \text{ mV}$ . Zjawisko równoczesnej nityfikacji i denitryfikacji, opisane między innymi w pracy Szewczyka [2005], przyczynia się do wyższej efektywności usuwania azotu ze ścieków oraz wymaga projektowania mniejszych komór osadu czynnego i niższej energochłonności układu. Równoczesna nityfikacja i denitryfikacja azotu zachodzi w układach o niskim stężeniu tlenu, a największa szybkość procesu zachodzi w zakresie stężeń od  $0,2$ - $0,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . W tym czasie w komorze denitryfikacji stężenie tlenu wynosiło od  $0,06$  do  $0,44 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . O możliwym przebiegu równoczesnej nityfikacji i denitryfikacji w początkowym okresie badań może świadczyć również przebieg zmian zasadowości ogólnej. W typowych warunkach beztlenowych obserwuje się wzrost zasadowości, natomiast nieznaczne jej zmiany mogą sugerować występowanie warunków niedotlenionych odpowiednich dla równoczesnej nityfikacji i denitryfikacji. W początkowym okresie badań zmiana zasadowości ścieków po komorze denitryfikacji była nieznaczna, a często była ona niższa w stosunku do ścieków surowych – rysunek 23 i. Również wyższa koncentracja azotu azotanowego w ściekach odpływających z komory denitryfikacji w stosunku do zawartości w ściekach surowych – tabela 6, rysunek 23 g, może potwierdzać hipotezę o łącznym zachodzeniu tych dwóch przeciwstawnych procesów. Po okresie wpracowania się układu w komo-

rze denitryfikacji panowały warunki typowe dla tego procesu. Stąd obserwowano tendencję do wzrostu stężenia azotu amonowego i zasadowości w ściekach odpływających z tej komory w stosunku do ścieków surowych, natomiast występowała nieznaczna obniżka stężeń azotu azotanowego, który był redukowany do formy gazowej.

**Tabela 6.** Właściwości fizykochemiczne ścieków cukierniczych w odpływie z poszczególnych komór bioreaktora [Krzanowski i in. 2007]

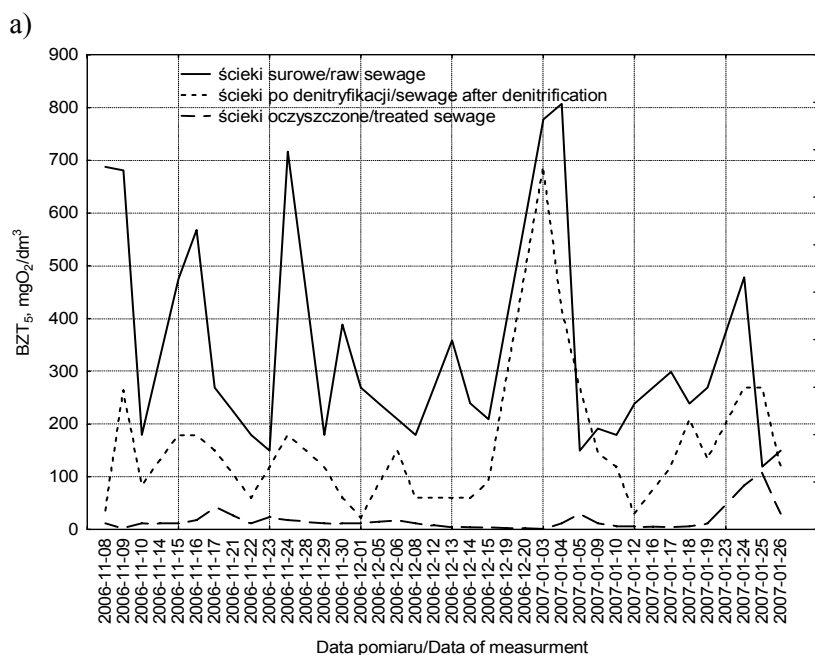
**Table 6.** Physicochemical properties of confectionery effluents in the outflow from individual chambers of bioreactor [Krzanowski et. al. 2007]

Wskaźnik Indicator	Średnia Average	Mediana Median	Mini- mum Minimum	Maksi- mum Maximum	Odch.Std. Stand. deviation	Cv
BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	160,7	119,6	22,4	687,7	135,9	0,85
	19,3	12,0	1,4	108,0	23,7	1,23
ChZT/COD [mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	286,2	204,0	27,0	1419,0	275,7	0,96
	87,8	57,2	19,5	436,0	87,4	0,99
Zaw. og. /Tot susp. solids [mg·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	160,3	101,0	2,8	1389,2	224,6	1,40
	76,1	38,0	1,6	367,0	91,8	1,21
pH po denitryf./after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	7,85	7,78	6,2	10,8	1,1	1,11
	8,28	8,3	7,7	8,8	1,02	1,02
Zasad. og. /Tot. Alkalinity mval·dm <sup>-3</sup> po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	9,1	9,2	6,0	12,3	1,1	0,12
	8,8	8,4	6,2	12,0	1,3	0,15
N <sub>og</sub> /N <sub>tot</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	43,8	42,6	13,4	85,8	21,3	0,49
	29,1	24,6	11,4	70,8	14,9	0,51
N-NH <sub>4</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	28,7	26,1	8,7	73,0	14,0	0,49
	15,2	10,9	1,8	43,0	10,8	0,71
N-NO <sub>3</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	1,7	1,1	1,1	3,8	0,9	0,56
	4,0	2,4	1,1	10,6	3,2	0,80
P <sub>og</sub> /P <sub>tot</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ] po denitryfikacji/after denitrific. ścieki oczyszczone/treated sewage	3,3	3,1	0,3	9,6	2,6	0,79
	2,8	2,0	0,3	11,9	2,4	0,87

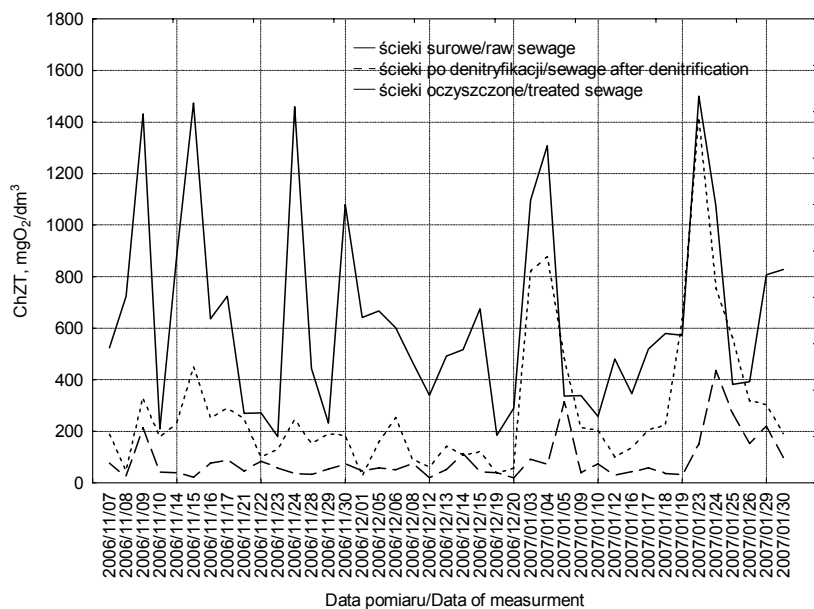
Wpływ zmiennych warunków tlenowych w komorze denitryfikacji oddziaływał na przemiany fosforu ogólnego. W okresach, gdy w komorze denitryfikacji panowały warunki niedotlenione, podobnie jak w przypadku azotu amono-

wego, widoczna była tendencja do redukcji tego wskaźnika, natomiast po ustabilizowaniu się warunków beztlenowych stężenia fosforu ogólnego w ściekach odpływających z komory denitryfikacji wzrastały w stosunku do ścieków surowych.

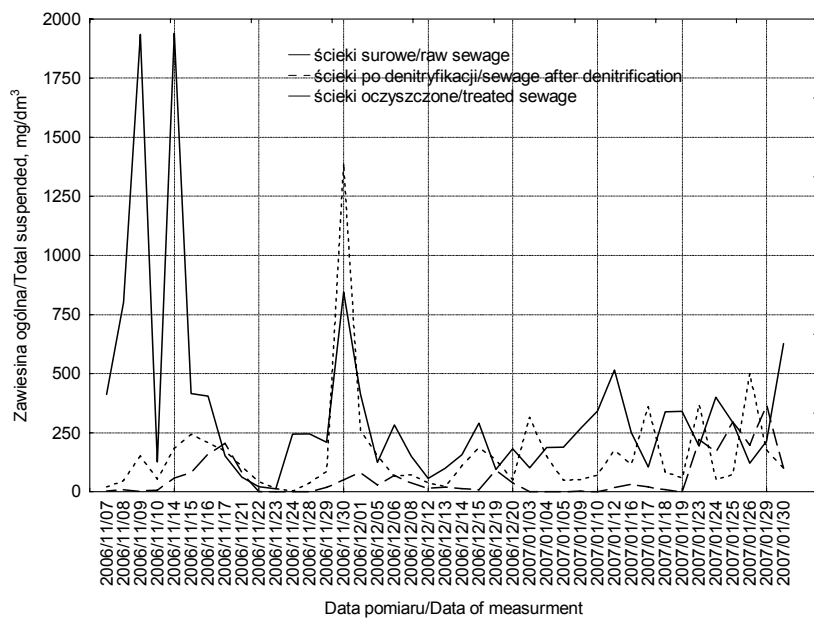
Ten wzrost był wywołany uwalnianiem przez komórki bakterii fosforowych ortofosforanów zmagazynowanych w ich wnętrzu, celem pozyskania energii do pobierania materii organicznej w postaci łatwo rozkładalnych kwasów tłuszczowych, obecnych w analizowanej komorze wskutek fermentacji osadu. Proces ten charakteryzował pierwszą fazę biologicznej defosfatacji. Średnie stężenie fosforu ogólnego w ściekach odpływających z komory denitryfikacji wynosiło  $3,3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  – tab. 6, rysunek 23 h, i uległo redukcji o 12,2% w stosunku do ścieków surowych.



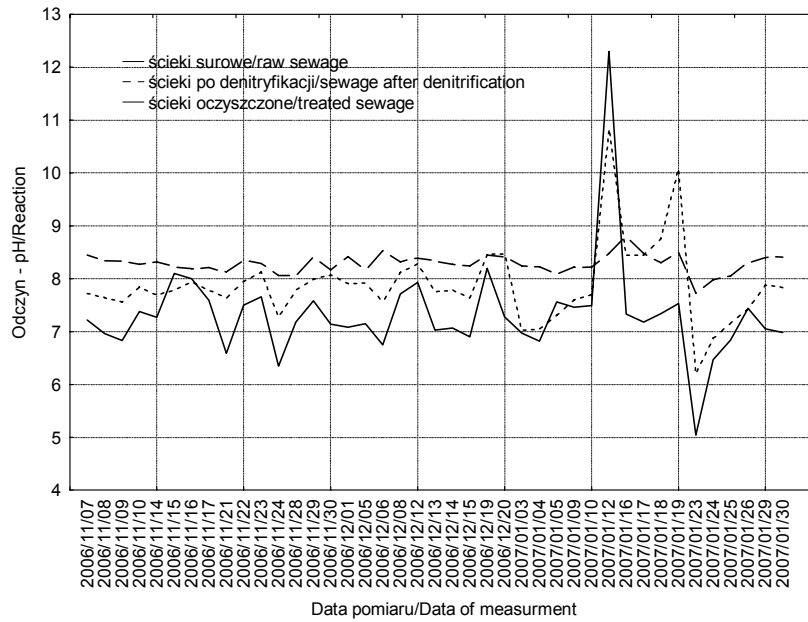
b)



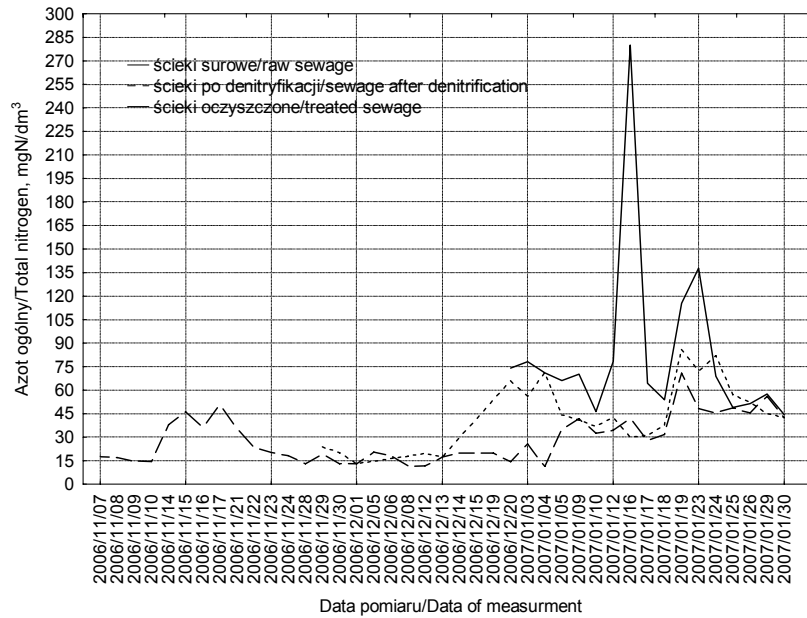
c)



d)

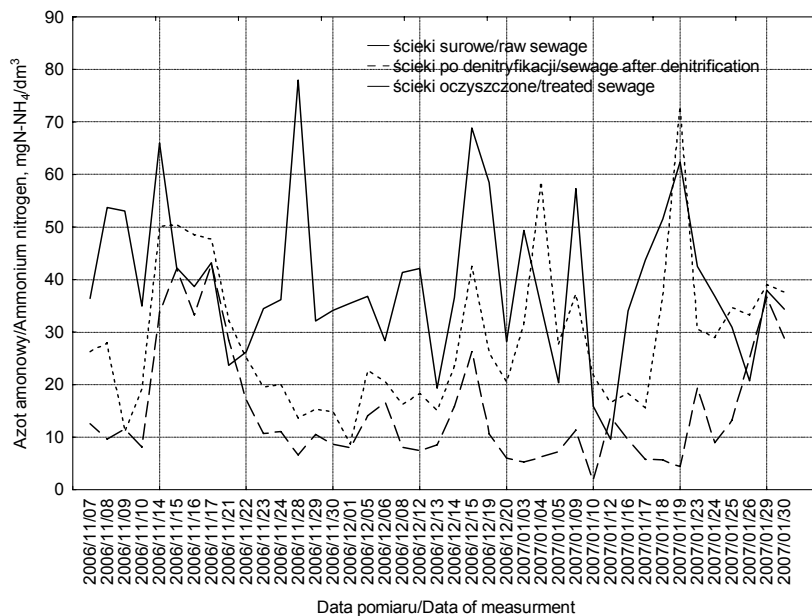


e)

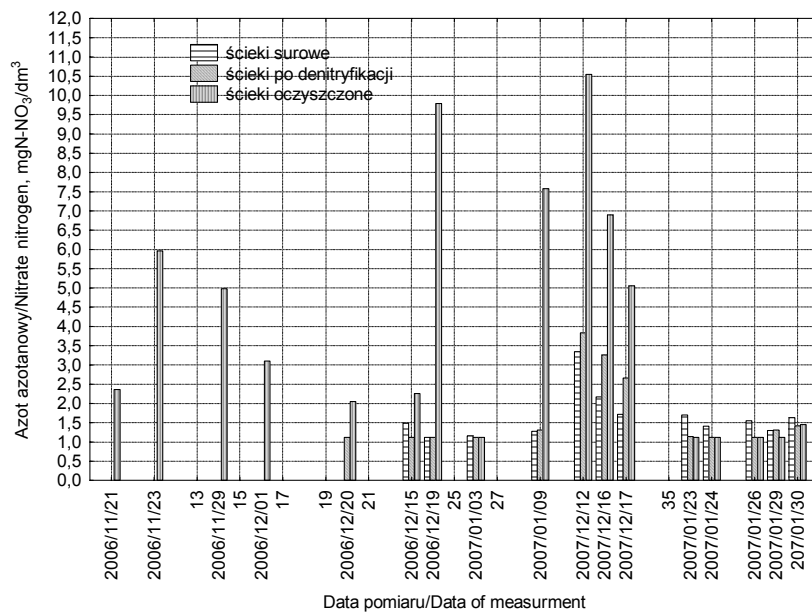




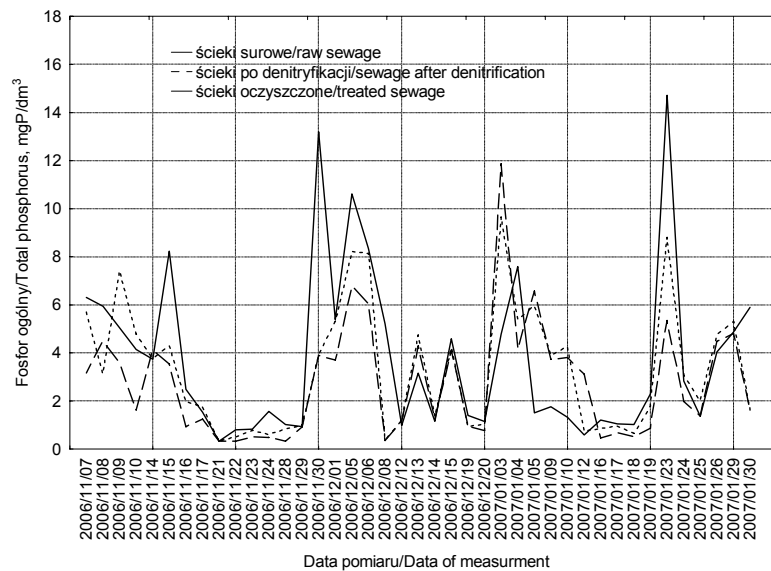
f)



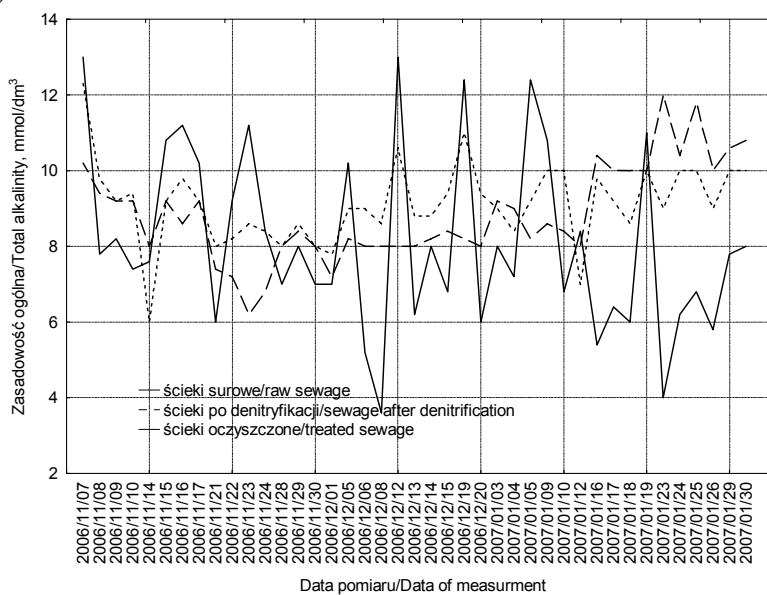
g)



h)



i)



**Rysunek 23 a, b, c, d, e, f, g, h, i.** Przebieg zmienności analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w odpływie po poszczególnych etapach oczyszczania  
**Figure 23 a, b, c, d, e, f, g, h, i.** Variability of analysed pollutant indices in the outflow after individual stages of treatment

Jakość ścieków odprowadzanych z układu poprawiała się w stosunku do ścieków surowych i wykazywała mniejszą zmienność w czasie. Średnie stężenia podstawowych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych kształtowały się następująco: BZT<sub>5</sub> – 19,3 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, ChZT – 87,8 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, zawiesina ogólna – 76,1 mg·dm<sup>-3</sup>, azot ogólny – 29,1 mg·dm<sup>-3</sup> i fosfor ogólny – 2,8 mg·dm<sup>-3</sup>. Świadczy to, iż średnie wartości wymienionych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych spełniają wymagania pozwolenia wodno-prawnego dla zakładu. Odnosząc te wyniki do wartości bezwzględnych wielkości redukcji zanieczyszczeń w całym układzie, uzyskano następujące efekty oczyszczania: BZT<sub>5</sub> – 94,3%, ChZT – 86,3%, zawiesina ogólna – 78%, azot ogólny – 64,8% i fosfor ogólny – 26,2%. Przekroczenie dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń obserwowano w zasadzie tylko w przypadku azotu ogólnego. Było to wywołane problemami eksploatacyjnymi związanymi ze wspomnianym wcześniej puchnięciem osadu. W okresach, kiedy osad źle sedimentował, obserwowano podwyższenie wszystkich wskaźników w odpływie. W przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnego stężenia azotu ogólnego w odpływie zauważono, że decydowała o tym niewystarczająca redukcja azotu amonowego w procesie nityfikacji. W pozostałych przypadkach przyczyną przekroczenia dopuszczalnych stężeń analizowanych wskaźników zanieczyszczeń było wynoszenie zawiesiny ogólnej i kłaczków spuchniętego osadu do odpływu. Azot amonowy był redukowany w 61%, odczyn ustabilizował się na poziomie pH = 8,5 a zasadowość wzrastała w odpływie o 9%. W klasycznych systemach z nityfikacją redukcja azotu amonowego osiąga poziom około 90%. W badanym przypadku, z uwagi na znaczne problemy z zachowaniem optymalnych parametrów tego procesu oraz specyfikę oczyszczanych ścieków, redukcja była niższa od spotykanej na innych obiektach. Przyczyną niższej redukcji azotu amonowego w badanym układzie były również okresowe problemy z zagniwaniem osadu zalegającego na dnie osadnika wtórnego. Świadczy o tym nieznaczny wzrost zasadowości ogólnej w ściekach oczyszczonych. Obserwowany okresowy wzrost azotu azotanowego w odpływie o około 140% jest wynikiem zachodzenia procesu nityfikacji i okresowo niedostatecznej denityfikacji. Uzyskane redukcje zanieczyszczeń w modelowej oczyszczalni są zbliżone, a w niektórych przypadkach większe w stosunku do wartości podawanych w literaturze. El-Gohary i współpracownicy [1999], w aerobowym reaktorze z osadem czynnym z pełnym wymieszaniem, oczyszczającym ścieki cukiernicze, uzyskali redukcję BZT<sub>5</sub> na poziomie 85,8%, ChZT – 86,7%, zawiesiny ogólnej – 67,2%, azotu ogólnego Kjeldahla – 76% i fosforu ogólnego – 72,7%. Ci sami autorzy prowadzili również badania nad możliwością oczyszczania ścieków cukierniczych w jednofazowym reaktorze beztlenowym UASB. W tym przypadku, za wyjątkiem BZT<sub>5</sub> i zawiesiny ogólnej, uzyskali większe redukcje zanieczyszczeń w porównaniu do wyników prezentowanych w niniejszej pracy.

W tabeli 7 zestawiono wyniki analizy statystycznej jakości badanych ścieków surowych i po kolejnych stopniach oczyszczania. Wyniki te ustalono na podstawie dystrybuant stężeń analizowanych wskaźników zanieczyszczeń.

**Tabela 7.** Wartości prawdopodobieństw nieprzekroczenia [%] dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń w badanych ściekach [Krzanowski i in. 2007]  
**Table 7.** Values of probabilities of not exceeding [%] the permissible pollution level in the analysed sewage [Krzanowski et. al. 2007]

Wskaźnik Indicator	Punkt pomiarowy Point of measurement			Wartości dopuszczalne Permissible values (mg·dm <sup>-3</sup> )
	Ścieki surowe Raw sewage	Ścieki po denitryfikacji Sewage after denitrification	Ścieki oczyszczone Treated sewage	
BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub>	79,3	96,5	100	450,0
ChZT/COD	80,5	97,6	100	900,0
zawiesina ogólna tot. suspended solids	87,8	97,6	100	450,0
azot ogólny tot. Nitrogen	17,6	43,5	72,5	35,0
fosfor ogólny tot. Phosphorus	95,1	100	100	12,0

Badany układ technologiczny gwarantował bardzo wysoką skuteczność eliminacji analizowanych zanieczyszczeń. W przypadku BZT<sub>5</sub>, ChZT, zawiesiny ogólnej i fosforu ogólnego nie stwierdzono w żadnej z badanych próbek ścieków oczyszczonych przekroczenia dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń. Jedynie w przypadku azotu ogólnego dopuszczalne wymagania ustalone w pozwoleniu wodno-prawnym spełnione zostały w 72,5% badanych próbek. Na uwagę zasługuje fakt, iż prawie 100% badanych próbek ścieków odpływających po komorze denitryfikacji spełniało wymogi pozwolenia wodno-prawnego udzielonego zakładowi w zakresie jakości ścieków. Należy podkreślić, że ścieki surowe charakteryzowały się dość niskimi stężeniami zanieczyszczeń. W przypadku fosforu ogólnego i zawiesiny ogólnej zaledwie kilka lub kilkanaście procent prób przekraczało dopuszczalny poziom zanieczyszczeń. Jedynie w przypadku azotu ogólnego sytuacja przedstawia się niekorzystnie, gdyż tylko w niespełna 18% badanych próbek ścieków stwierdzono stężenie tego wskaźnika na poziomie poniżej 35 mg·dm<sup>-3</sup> ustalonym jako dopuszczalny dla tego wskaźnika. Z przeprowadzonej analizy wynika, że badane ścieki tylko w pewnych okresach pracy zakładu cukierniczego mogą stanowić poważny problem dla eksploatatora przyszłej oczyszczalni z uwagi na występowanie podwyższonych stężeń zanieczyszczeń. Znaczną poprawę istniejącej sytuacji w zakresie oczyszczania przedmiotowych ścieków w oczyszczalni można uzyskać, uwzględniając na początku stopnia biologicznego zbiornik uśredniający. Zapewnić on może stabilizację ilościowo-

-jakościową zanieczyszczeń zawartych w ściekach doprowadzanych do właściwych urządzeń oczyszczalni oraz spełniać będzie funkcje urządzenia kompensującego zmienne ilości dopływających ścieków w określonym czasie.

#### 4.5. OCENA STABILNOŚCI PRACY OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

Stabilność pracy badanego układu technologicznego oceniono za pomocą kart kontrolnych. Warunkiem tworzenia kart kontrolnych jest zbadanie normalności rozkładu badanej zmiennej. Wiadomo bowiem z teorii, iż prawdopodobieństwo, że zmienna losowa o rozkładzie normalnym przekroczy trzykrotną wartość odchylenia standardowego oddalając się od wartości średniej, wynosi 0,0026. Wobec powyższego w przedziale:

$$\mu \pm \frac{3\sigma}{\sqrt{n}} \quad (1)$$

gdzie:

- $\mu$  – wartość średnia w populacji generalnej,
- $\sigma$  – odchylenie standardowe w populacji generalnej
- $n$  – liczba danych w próbie

powinno zawierać się około 99,74% wartości średnich z próby. Ideą kart kontrolnych jest więc określenie granic tak, aby były jak najbardziej zbliżone do przedziału wyznaczonego ze wzoru (1). W przypadku nie stwierdzenia normalności rozkładu danej zmiennej dokonano jej normalizacji.

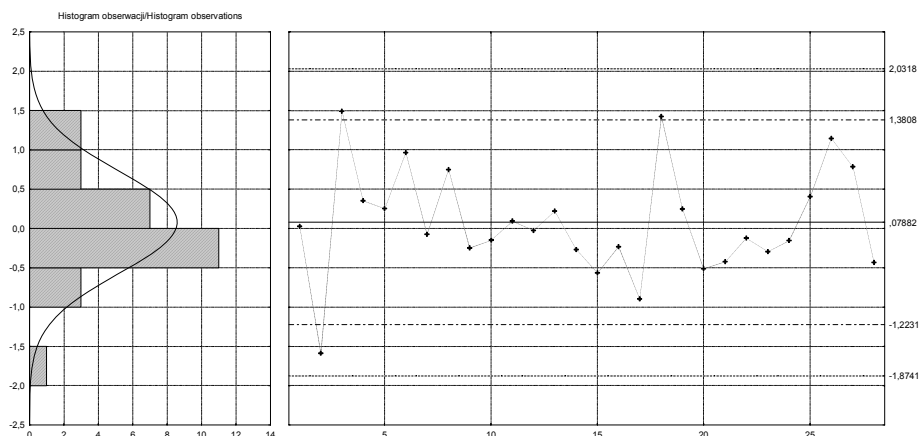
Ponieważ obserwacje wykorzystane do sporządzenia kart kontrolnych powinny być niezależne, dokonano analizy autokorelacji, pozwalającej wykryć wzajemne powiązania pomiędzy kolejnymi zmiennymi. W przypadku stwierdzenia, że obserwacje są zależne dokonywano przekształcenia ciągu danych w szereg czasowy przy wykorzystaniu modelu ARIMA. Struktura tego modelu dokładnie przedstawiona jest w pracy Boxa i Jenkinsa [1983]. Poprawność wyboru parametrów modelu ( $p$  – współczynnika autokorelacji i  $q$  – parametru średniej ruchomej) określono na podstawie normalności rozkładu reszt i ich niezależności poprzez zbadanie autokorelacji.

Z uwagi na metodykę poboru próbek ścieków oczyszczonych (jedna próbka średniodobowa), zastosowano kartę kontrolną  $\bar{x}$  dla pojedynczej próby. Karta ta pozwala wykryć zaburzenia w stabilności procesu [Krzanowski, Wałęga 2006]. Procedura sporządzania karty  $\bar{x}$  polegała na wyznaczeniu średniej arytmetycznej reszt danego wskaźnika zanieczyszczeń oraz górnej i dolnej granicy kontrolnej. Górna i dolna granica kontrolna została przyjęta jako  $\pm 3$  odchylenia standardowe procesu. Dodatkowo określono jeszcze pośrednie granice kontrolne

wyrażone jako  $\pm 1$  odchylenie standardowe i  $\pm 2$  odchylenia standardowe, które pozwalały na dokładne ustalenie okresów, gdzie proces był nieustabilizowany poprzez zastosowanie szeregu kryteriów, takich jak:

1. jeden punkt poza granicami kontrolnymi;
2. dwa z trzech kolejnych punktów poza liniami pomocniczymi  $\pm 2\sigma$ ;
3. cztery z pięciu kolejnych punktów poza liniami pomocniczymi  $\pm 1\sigma$ ;
4. osiem kolejnych punktów po jednej stronie linii centralnej i inne [Aczel 2000; Andraka 2005].

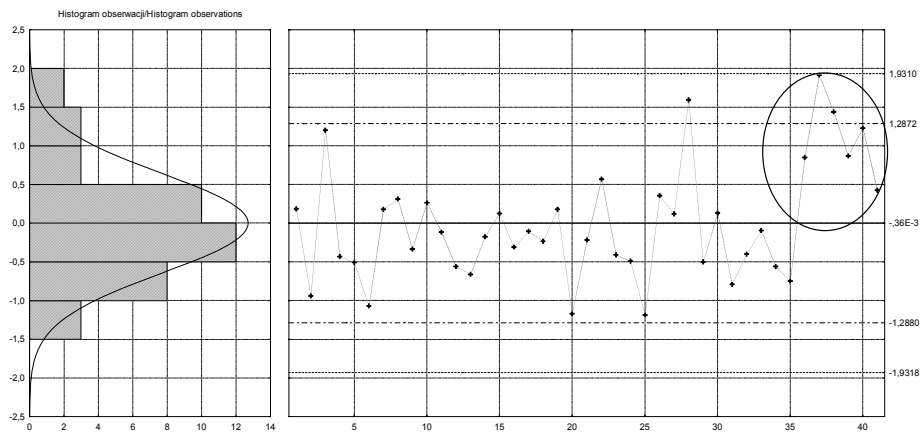
Cała analiza stabilności procesu została przeprowadzona na resztach ustalonych jako różnica między poszczególnymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń w odpływie a średnią arytmetyczną. Na rysunku 24 przedstawiono kartę kontrolną  $\bar{x}$  dla reszt BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych. Z rysunku widać, że proces usuwania BZT<sub>5</sub> w całym okresie badań przebiegał stabilnie. W żadnym przypadku nie stwierdzono przekroczenia górnych granic kontrolnych, a poszczególne wyniki nie miały tendencji do grupowania się z jednej strony poziomu odniesienia. W oczyszczalniach, w których realizowany jest proces usuwania związków azotu przy wykorzystaniu procesu nityfikacji z reguły nie obserwuje się problemów z usuwaniem substancji organicznej.



**Rysunek 24.** Karta kontrolna  $\bar{x}$  dla reszt BZT<sub>5</sub>  
**Figure 24.** Control chart  $\bar{x}$  for the BOD<sub>5</sub> residuals

W przypadku wartości ChZT – rysunek 25, okres niestabilności wystąpił pod koniec prowadzenia eksperymentu. W związku z procesem odtwarzania się warunków optymalnych po okresie pęcznienia osadu, przez pewien czas utrzymywały się podwyższone wartości tego wskaźnika w odpływie, nie przekracza-

jąc jednak dopuszczalnych wartości podanych w pozwoleniu wodno-prawnym dla zakładu. Prawdopodobnie po wytworzeniu się odpowiedniej mikroflory w osadzie, proces ponownie zachodziłby stabilnie. Brak stwierdzenia zakłóceń w procesie usuwania BZT<sub>5</sub> pod koniec eksperymentu jest wynikiem wcześniejszego w stosunku do ChZT (ze względu na metodykę oznaczeń) zakończenia pomiarów tego wskaźnika.



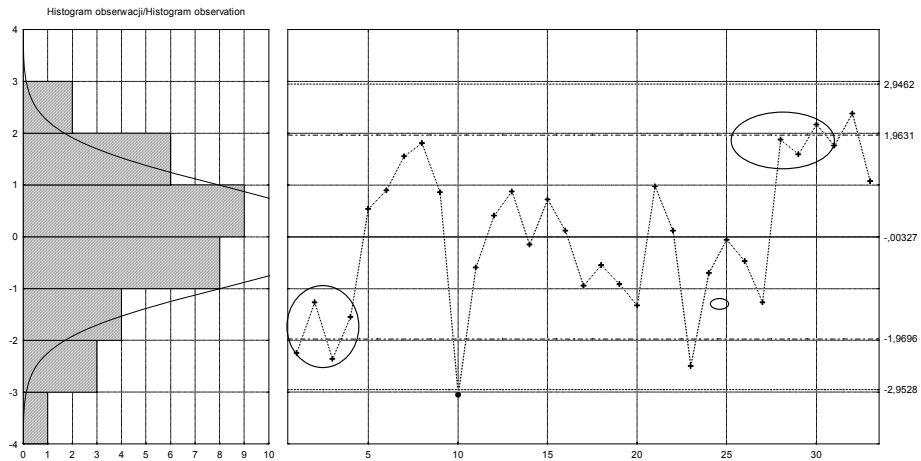
**Rysunek 25.** Karta kontrolna  $\bar{x}$  dla reszt ChZT  
**Figure 25.** Control chart  $\bar{x}$  for the COD residuals

W karcie kontrolnej dla zawiesiny ogólnej – rysunek 26, wykryto cztery okresy niestabilności procesu: na początku pomiarów (nr obserwacji 1-5 i 10) oraz pod koniec badań (obserwacje 27 i 28-32). Brak stabilności pod koniec okresu badań był związany z pęcznieniem osadu i wynoszeniem zawiesiny do odpływu z osadnika wtórnego.

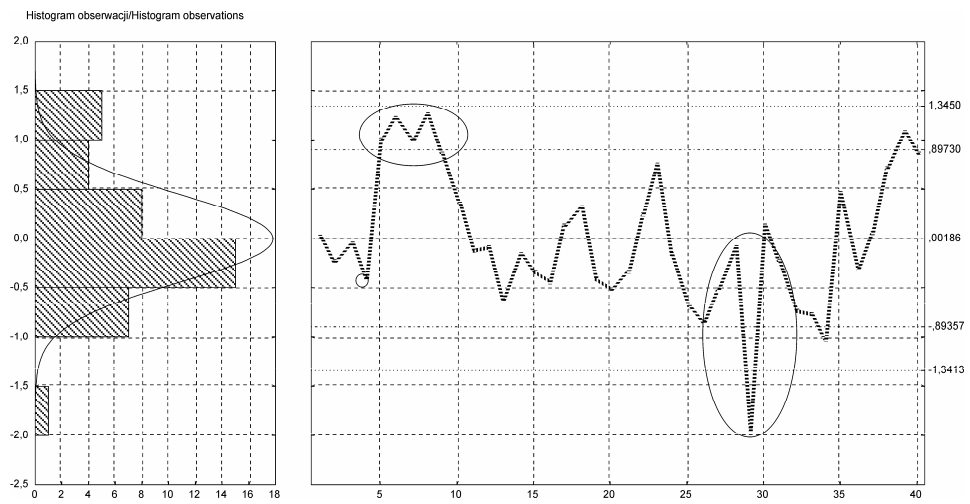
Na rysunku 27 przedstawiono przebieg karty kontrolnej  $\bar{x}$  dla reszt azotu amonowego. Widoczne są dwa okresy niestabilności, występujące na początku eksperymentu (nr pomiarów 4-9) i przy końcu (nr pomiarów 25-29). W pierwszym okresie niestabilność wynikała z gwałtownego wzrostu stężeń azotu amonowego w odpływie z reaktora. Przyczyną tego stanu rzeczy były wysokie stężenia tej formy azotu w dopływie do reaktora (znacznie przekraczające  $40 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) – rysunek 23 f – oraz stosunkowo krótki w tym czasie wiek osadu, niegwarantujący możliwości rozmnożenia się odpowiedniej liczby nityfikatorów.

Pewien wpływ na zaistniały stan rzeczy miał również fakt, że w okresie bezpośrednio poprzedzającym stan niestabilności procesu wystąpił gwałtowny szok obciążeniowy, powodujący wypłukanie i wyginięcie organizmów odpowiedzialnych za proces nityfikacji. Kolejny okres niestabilności wystąpił w okresie wzmożonej aktywności osadu, kiedy panowały optymalne warunki dla

procesów oczyszczania ścieków (niskie obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń, dobre natlenienie osadu itp.), mimo zauważalnego pęcznienia osadu.



**Rysunek 26.** Karta kontrolna x dla reszt zawiesiny ogólnej  
**Figure 26.** Control chart x for the total suspended solids residuals

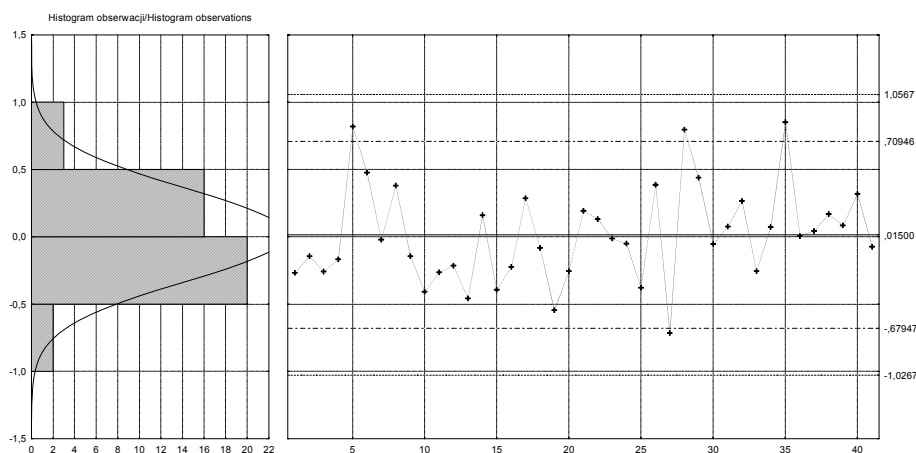


**Rysunek 27.** Karta kontrolna x dla reszt azotu amonowego  
**Figure 27.** Control chart x for the ammonium nitrogen residuals



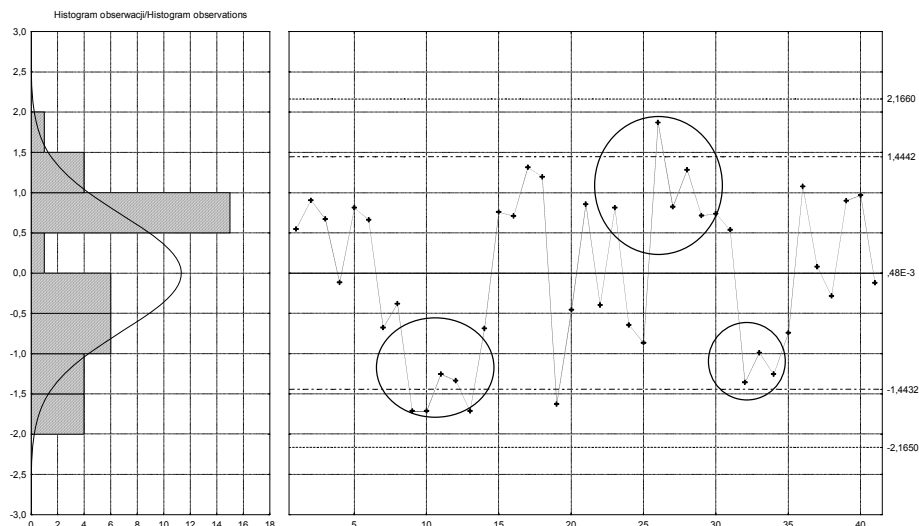
Jednak niektóre bakterie nitkowate, np. *Microtrix parvicella* mają możliwość wykorzystywania jako substratu azotu w formie utlenionej, przyczyniając się do jego redukcji [Lemmer 2000]. Istnieje duże prawdopodobieństwo, że właśnie ten gatunek bakterii występował w komorze napowietrzania i był odpowiedzialny za pęcznienie osadu. W tym okresie obserwowano bardzo wysoką redukcję stężeń azotu amonowego, co w karcie kontrolnej przejawiało się brakiem stabilności. W tym przypadku nie była to jednak sytuacja niekorzystna.

W przypadku azotu ogólnego nie zaobserwowano okresów niestabilności pracy – rysunek 28. Mimo iż kilkakrotnie w czasie prowadzonych badań stężenia tego wskaźnika przekraczały dopuszczalny poziom, to zmienność azotu ogólnego była niewielka, stąd brak reakcji w karcie kontrolnej.



**Rysunek 28.** Karta kontrolna x dla reszt azotu ogólnego  
**Figure 28.** Control chart x for the total nitrogen residuals

Niestabilność procesu usuwania fosforu ogólnego występowała w dwóch okresach (nr obserwacji 8–12 i 26–35) – rysunek 29. W pierwszym przypadku po okresie podwyższonych stężeń tego wskaźnika w odpływie obserwowano sytuację, gdy jego wartości w odpływie były niewielkie. Podobna sytuacja wystąpiła od obserwacji 32 do 35.



**Rysunek 29.** Karta kontrolna  $\bar{x}$  dla reszt fosforu ogólnego  
**Figure 29.** Control chart  $\bar{x}$  for the total phosphorus residuals

Począwszy od obserwacji 26 do 31 brak stabilności wywołany był tendencją do utrzymywania się podwyższonych koncentracji fosforu ogólnego, co należy rozpatrywać jako zjawisko niekorzystne. Prawdopodobnie na efektywniejsze usuwanie fosforu ze ścieków wpływały stężenie tlenu rozpuszczonego i odczyn w komorze napowietrzania. Jak wynika z analizy rysunków 13 i 14, przy wyższych stężeniach tlenu i odczynie uzyskiwano większą redukcję fosforu ze ścieków. Obserwowany brak stabilności pracy badanego układu w pewnych okresach ze względu na fosfor nie był zjawiskiem negatywnym, gdyż w odpływie uzyskiwano stężenia tego wskaźnika znacznie poniżej dopuszczalnego poziomu.

#### 4.6. CHARAKTERYSTYKA BIOLOGICZNA OSADU CZYNNEGO ADAPTOWANEGO DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

Pod pojęciem adaptacji organizmów występujących w osadzie czynnym do różnego rodzaju zmian środowiskowych rozumie się zmiany fizjologiczne i strukturalne, które umożliwiają, zwłaszcza mikroorganizmom, lepsze wykorzystanie warunków środowiska zewnętrznego lub większe uniezależnienie się od jego szkodliwych wpływów [Barbusiński 1992].

Celem uzupełnienia badań fizykochemicznych wykonywanych w trakcie doświadczenia, prowadzono kompleksową analizę mikroskopową osadu czynnego pracującego w założonym bioreaktorze, wykorzystując powszechnie stosowane metody analityczne [Kalisz, Kaźmierczak 1985; Kalisz 1998;

Eikelboom, van Buijsen 1999; Kocwa-Haluch i in. 2000]. Skład gatunkowy oraz szacunkową liczebność zidentyfikowanych organizmów w badanym osadzie, na tle parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych przedstawiono w tabeli 8, w której zestawiono organizmy zaobserwowane w ciągu całego okresu badawczego. Ocenę składu gatunkowego organizmów występujących w osadzie czynnym wykonano na podstawie odpowiednich kluczy diagnostycznych [Buck 1999, Fiałkowska i in. 2005].

Przeprowadzone badania mikroskopowe osadu czynnego dotyczyły jakościowego i ilościowego występowania różnych organizmów w poszczególnych okresach adaptacji. Ponadto w badaniach uwzględniono morfologię kłaczek osadu czynnego oraz rozwój bakterii wolno pływających i organizmów nitkowatych. Spośród organizmów w badanym osadzie czynnym zaobserwowano korzennionózki (*Rhizopoda*), wiciowce (*Flagellata*), orzęski (*Ciliata*), ssysylaczki (*Suctorina*), słonecznice (*Heliozoa*) oraz zwierzęta tkankowe (*Metazoa*).

*Rhizopoda* były reprezentowane zarówno przez ameby nagie, jak i skorupkowe. W pierwszej fazie prowadzonej adaptacji w osadzie czynnym masowo rozwinęły się ameby nagie: *Cochliopodium sp.* (fot. 1), *Amoeba proteus* (fot. 2), *Amoeba limax* (fot. 3), *Amoeba radiosa* (fot. 4), *Hartmanella sp.* (fot. 5), *Saccamoeba sp.* (fot. 6), *Mayorella sp.* (fot. 7), *Thecamoeba sp.* (fot. 8), charakterystyczne dla pierwszej fazy tworzenia się osadu czynnego, jak również pojawiające się przy zaburzeniach, np. na skutek zatrucia osadu. Przy niskim obciążeniu osadu czynnego, wysokim stężeniu tlenu oraz w warunkach pełnej nitryfikacji, gdy wiek osadu uległ wydłużeniu obserwowano ameby skorupkowe *Arcella vulgaris* (fot. 9) oraz *Euglypha sp.* (fot. 10).

Równoległe ze wzrostem obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń obserwowano masowy rozwój drobnych wiciowców należących do rodzaju *Bodo*, których występowanie było poprzedzone pojawieniem się większych form, jak *Peranema trichophorum* (fot. 11), charakterystyczna dla niższych obciążeń.

W badanym osadzie czynnym stwierdzono łącznie 17 gatunków orzęsków, w tym 8 gatunków orzęsków wolno pływających, 4 gatunki orzęsków pełzających oraz 5 gatunków orzęsków osiadłych. *Aspidisca cicada* (fot. 12) i *Vorticella convallaria* (fot. 13) występowały często i licznie przy różnych obciążeniach osadu czynnego. Przy średnich i niskich obciążeniach obserwowano rozwój rodzajów *Oxytricha* i *Litonotus* (fot. 14). *Epistylis sp.* występował licznie przy różnych obciążeniach, natomiast nie pojawiał się w osadzie wysokoobciążonym. *Amphileptus pleurosigma* (fot. 15), *Carchesium sp.* (fot. 16), *Calyptotricha sp.*, *Holophrya sp.* (fot. 17), *Spirostomum sp.* oraz *Vorticella molesta* i *Acineria incurvata* występowały sporadycznie, a okresowe pojawienie się większej liczby tych osobników nie przebiegało regularnie, nie mniej obserwowano je przy stabilnej pracy osadu, dobrym jego natlenieniu i niskim do średniego obciążeniu ładunkiem substancji organicznej. W okresach pełnej nitryfikacji w osadzie

czynnym stwierdzono obecność *Coleps hirtus* (fot. 18) wraz z *Euplotes patella* (fot. 19) i *Euplotes affinis*, które masowo rozwinęły się przy niewielkim obciążeniu osadu ( $<0,15 \text{ kg BZT}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ), długim wieku i stężeniu tlenu  $>2,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Przy niskim obciążeniu osadu oraz małej zawartości tlenu w komorze napowietrzania obserwowano masowy rozwój *Paramecium putrinum* (fot. 20). Natomiast, gdy osad został bardzo dobrze zasiedlony i stał się prawie stabilny nastąpił masowy rozwój *Cinetochillum margaritaceum* (fot. 21), wówczas zaobserwowano wysoką aktywność biologiczną oraz bardzo dobrą wydajność biologicznego oczyszczania.

Spośród przedstawicieli *Suctorina* w adoptowanym osadzie obserwowano dwa rodzaje: *Podophrya* (fot. 22) i *Acineta* (fot. 23), których aktywność odnotowano przy dłuższym wieku osadu, niskim obciążeniu, dostatecznym natlenieniu i pełnej nityfikacji.

Masowy rozwój słonecznic z rodzaju *Actinophrys* (fot. 24) obserwowano przy bardzo wysokim stopniu oczyszczania ścieków, gdy osad był niskoobciążony, dobrze natleniony i charakteryzował się długim wiekiem.

Zwierzęta tkankowe pojawiły się w badanym osadzie, gdy był on przez dłuższy czas dobrze natleniany. Najczęściej pojawiały się wrotki (*Rotatoria*), nicienie (*Nematoda*), a sporadycznie obserwowano również skąposzczety (*Oligochaeta*) i widłonogi (*Copepoda*). Stwierdzono, że wrotki (fot. 25) występowały najliczniej, gdy w osadzie dominowały orzęski osiadłe. Charakteryzowały one osad ustabilizowany, gdy ścieki były dobrze oczyszczone. Ograniczoną ich liczebność obserwowano tylko przy niedoborze tlenu w komorze napowietrzania. Liczne osobniki nicieni (fot. 26) spotykano w każdej pobranej do badań próbce osadu czynnego. W związku z powyższym ciężko skorelować ich obecność z warunkami pracy osadu czynnego. Natomiast skąposzczety i widłonogi występowały sporadycznie, gdy osad był dobrze natleniony, przy wysokim stopniu oczyszczania ścieków o dużej redukcji BZT<sub>5</sub> w odpływie.

Badany osad czynny, z wyjątkiem okresów puchnięcia, charakteryzował się kłaczkami o średniej wielkości, nieregularnym kształcie i zwartej strukturze. Często spotykano w nim bakterie *Zooglea ramigera* (fot. 27). Ciecz nadosadowa zawsze była klarowna, a ilość bakterii wolno pływających niewielka. Tylko raz, gdy w komorze napowietrzania wystąpił niedobór tlenu, zaobserwowano masowy rozwój form spiralnych. Spośród organizmów nitkowatych na uwagę zasługują bakterie siarkowe z rodzaju *Beggiatoa* (fot. 28), kumulujące granule siarki i rozwijające się w środowisku o dużej zawartości siarczków.

Od momentu uruchomienia bioreaktora z osadem czynnym obserwowano charakterystyczną sukcesję organizmów, począwszy od holofitycznych wiciowców i nagich ameb do orzęsków wolno pływających, następnie pełzających po kłaczkach, aż do orzęsków osiadłych oraz zwierząt tkankowych, które pojawiły się przy dobrej redukcji zanieczyszczeń, w osadzie ustabilizowanym.

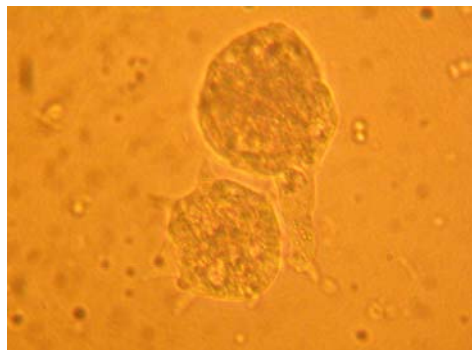
**Tabela 8.** Analiza jakościowa oraz szacunkowa liczebność organizmów występujących w adoptowanym osadzie czynnym  
**Table 8.** Qualitative analysis and estimated numbers of organisms present in the adopted activated sludge

Observed microorganisms	BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	12,0	18,0	4,6	4,6	b.d	5,2
	N-NH <sub>4</sub> (mgN-NH <sub>4</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	33,81	16,96	8,58	26,29	10,61	5,77
	Stężenie tlenu/Oxygen concentration (mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	5,84	5,11	4,68	4,75	2,88	1,98
<b>KORZENIONÓŻKI</b>						
1. Ameby nagie:						
<i>Amoeba proteus</i>		++++	++++	++++		
<i>Amoeba limax</i>		++++	++++			
<i>Amoeba radiosa</i>			+	+	+	
<i>Cochliopodium sp.</i>		++++		++++		
<i>Hartmanella sp.</i>		++++	++++			++
<i>Saccamoeba sp.</i>			++++	++++	+++	
<i>Mayorella sp.</i>				++++		
<i>Thecamoeba sp.</i>				++++		
2. Ameby skorupkowe:						
<i>Arcella vulgaris</i>	+++	+	+	+	+++	+++
<i>Euglypha sp.</i>		+	+	+	+++	++
<b>WICIOWCE</b>						
<i>Bodo sp.</i>	++++					
<i>Peranema trichophorum</i>		++++	+	+++	+	

Obszerowane organizmy Observed microorganisms	BZT <sub>5</sub> /BOD <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	12,0	18,0	4,6	4,6	b.d	5,2
	N-NH <sub>4</sub> (mgN-NH <sub>4</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	33,81	16,96	8,58	26,29	10,61	5,77
	Stężenie tlenu/Oxygen concentration (mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> )					
	5,84	5,11	4,68	4,75	2,88	1,98
<b>ORZĘSKI</b>						
1. Orzęski wolno pływające:						
<i>Coleps hirtus</i>		++++			+++	++++
<i>Paramecium putrinum</i>		++++	++	+	+++	
<i>Litonotus sp.</i>		+++	++++		+++	+
<i>Amphileptus pleurosigma</i>		+++	+++		+++	+
<i>Acinertia incurvata</i>			++++	+	+++	++
<i>Holophrya sp.</i>				++	+++	+
<i>Spirostomum sp.</i>				+	+++	+++
<i>Cinetochillum margarita-ceum</i>					+++	
2. Orzęski pelzające:						
<i>Aspidisca cicada</i>	++	+		++	++	++
<i>Oxytricha sp.</i>	++	++		++	++	
<i>Euplotes patella</i>		+++	+++	+	++	
<i>Euplotes affinis</i>			+++	+		
3. Orzęski osiadłe:						
<i>Vorticella convallaria</i>		+	+	+	+++	+++
<i>Vorticella molesta</i>						+++
<i>Calyptotricha sp.</i>		+	+++	++	+++	
<i>Carchesium sp.</i>			++		+++	
<i>Epistylis sp.</i>	++					++
<b>SYSYDLACZKI</b>						
<i>Podophrya sp.</i>		+++	+	+++	+++	
<i>Acineta sp.</i>			+	+++	+++	
<b>SŁONECZNICE</b>						
<i>Actinophrys sp.</i>			++		++++	
<b>ZWIERZĘTA TKANKOWE</b>						
Wrotki	++	+++	++++	++++	++++	++++
Nicienie	++	+++	++++	++++	++++	++++
Skąposzczety				++		
Widłonogi						++
<b>BAKTERIE WOLNO PŁYWAJĄCE</b>						
Formy spiralne	++++					
<b>ORGANIZMY NITKOWATE</b>		+++	+++	+++	+++	++++

Liczebność organizmów oceniono zgodnie ze skalą/Number of microorganism estimated according to scale:

- + – pojedynczo/singly
- ++ – sporadycznie/rarely
- +++ – licznie/numerous
- ++++ – masowo/wholesale



**Fotografia 1.** *Cochliopodium sp.*  
**Photography 1.** *Cochliopodium sp.*



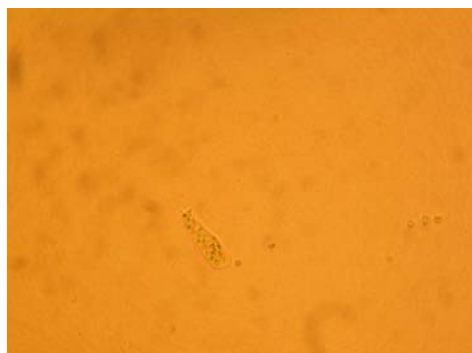
**Fotografia 2.** *Amoeba proteus*  
**Photography 2.** *Amoeba proteus*



**Fotografia 3.** *Amoeba limax*  
**Photography 3.** *Amoeba limax*



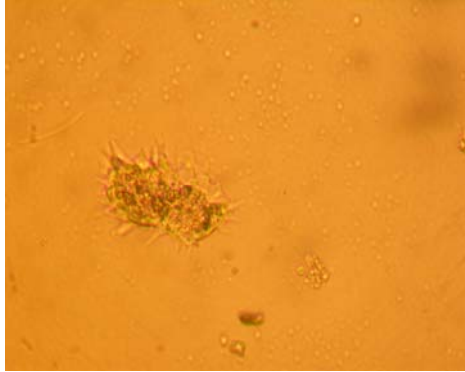
**Fotografia 4.** *Amoeba radiosa*  
**Photography 4.** *Amoeba radiosa*



**Fotografia 5.** *Hartmanella sp.*  
**Photography 5.** *Hartmanella sp.*



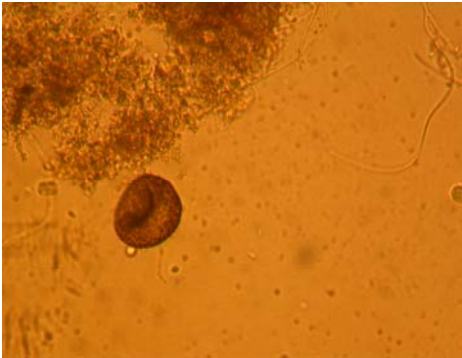
**Fotografia 6.** *Saccamoeba sp.*  
**Photography 6.** *Saccamoeba sp.*



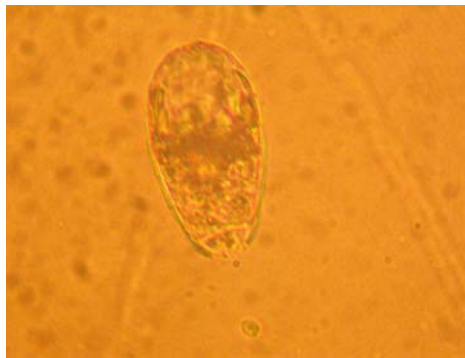
**Fotografia 7.** *Mayorella* sp.  
**Photography 7.** *Mayorella* sp.



**Fotografia 8.** *Thecamoeba* sp.  
**Photography 8.** *Thecamoeba* sp.



**Fotografia 9.** *Arcella vulgaris*  
**Photography 9.** *Arcella vulgaris*



**Fotografia 10.** *Euglypha* sp.  
**Photography 10.** *Euglypha* sp.

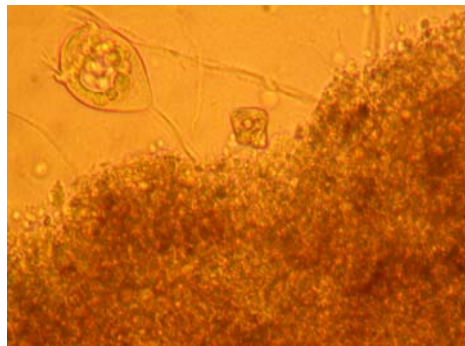


**Fotografia 11.** *Peranema trichophorum*  
**Photography 11.** *Peranema trichophorum*



**Fotografia 12.** *Aspidisca cicada*  
**Photography 12.** *Aspidisca cicada*





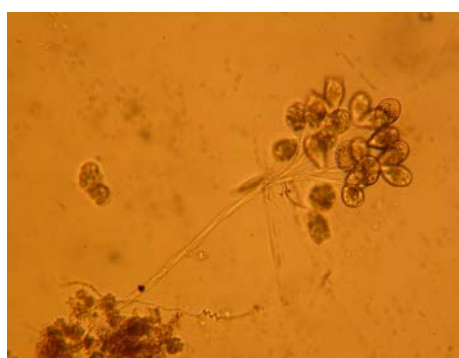
**Fotografia 13.** *Vorticella convallaria*  
**Photography 13.** *Vorticella convallaria*



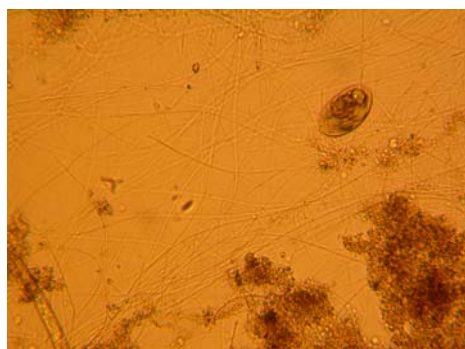
**Fotografia 14.** *Litonotus sp.*  
**Photography 14.** *Litonotus sp.*



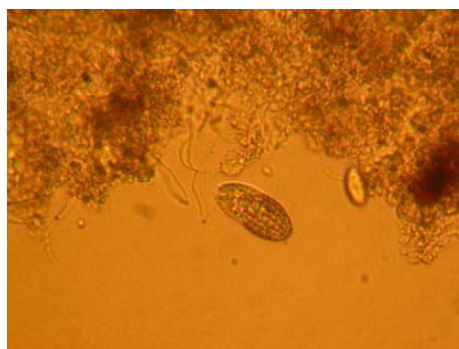
**Fotografia 15.** *Amphileptus pleurosigma*  
**Photography 15.** *Amphileptus pleurosigma*



**Fotografia 16.** *Carachesium sp.*  
**Photography 16.** *Carachesium sp.*



**Fotografia 17.** *Holophrya sp.*  
**Photography 17.** *Holophrya sp.*



**Fotografia 18.** *Coleps hirtus*  
**Photography 18.** *Coleps hirtus*



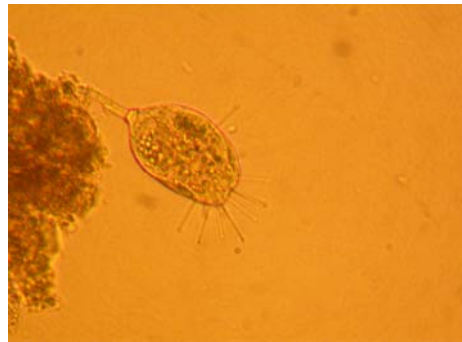
**Fotografia 19.** *Euplotes patella*  
**Photography 19.** *Euplotes patella*



**Fotografia 20.** *Paramecium putrinum*  
**Photography 20.** *Paramecium putrinum*



**Fotografia 21.** *Cinetochillum margaritaceum*  
**Photography 21.** *Cinetochillum margaritaceum*



**Fotografia 22.** *Podophyra sp.*  
**Photography 22.** *Podophyra sp.*



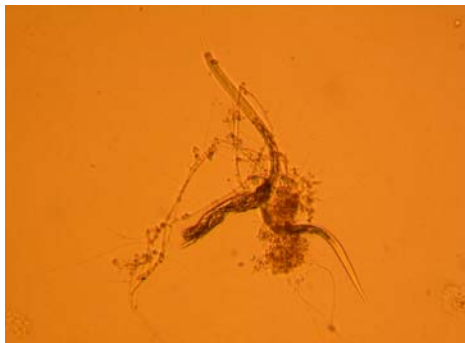
**Fotografia 23.** *Acineta sp.*  
**Photography 23.** *Acineta sp.*



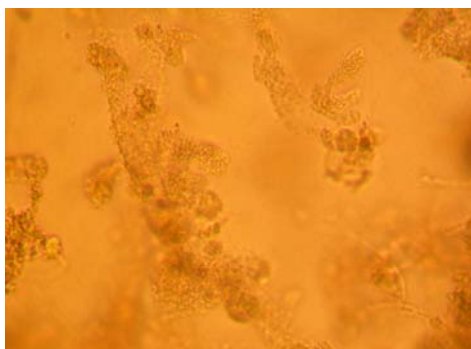
**Fotografia 24.** *Actinophrys*  
**Photography 24.** *Actinophrys*



**Fotografia 25. *Rotatoria***  
**Photography 25. *Rotatoria***



**Fotografia 26. *Nematoda***  
**Photography 26. *Nematoda***



**Fotografia 27. *Zooglea ramigiera***  
**Photography 27. *Zooglea ramigiera***



**Fotografia 28. *Beggiatoa sp.***  
**Photography 28. *Beggiatoa sp.***



## **5. PROBLEMY EKSPLOATACYJNE W OCZYSZCZALNIACH ŚCIEKÓW PRACUJĄCYCH W TECHNOLOGII OSADU CZYNNEGO**

### **5.1. CHARAKTERYSTYKA I PRZYCZYNY POWSTAWANIA OSADU SPĘCZNAŁEGO I PIANY**

Podczas biologicznego oczyszczania ścieków w osadniku wtórnym następuje proces sedymentacji, w wyniku którego dochodzi do oddzielenia osadu czynnego od oczyszczonych ścieków. Prawidłowy przebieg procesu sedymentacji wymaga obecności dobrze sedymentującego osadu.

Taki osad powinien charakteryzować się następującymi cechami:

- sedymentować szybko (prędkość sedymentacji strefowej powinna wynosić minimum  $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ ),
- nie zajmować nadmiernej objętości po sedymentacji i zagęszczeniu w osadniku wtórnym,
- po sedymentacji pozostawiać klarowną ciecz nadosadową,
- nie unosić się przez co najmniej 2 – 3 godziny po sedymentacji [Kalinowska i in. 2005].

Znaczne problemy eksploatacyjne powstają gdy mamy do czynienia z osadem o dużej objętości lub flotującym (osad pływający, piana). Występują wtedy poważne trudności z sedymentacją osadu i związanej z tym niewystarczającej recyrkulacji oraz jego wynoszenie ze strumieniem odpływających ścieków.

Główną przyczyną pęcznienia osadu są mikroorganizmy nitkowate. Organizmy te w odpowiednich ilościach tworzą szkielec do którego przylegają flokuły bakterii występujących w osadzie czynnym [Sezgin i in. 1978]. Taka struktura flokuł powoduje efekt filtracji w osadniku wtórnym i klarowny, czysty odpływ ścieków. Często jednak mikroorganizmy nitkowate przylegają do unoszących się pęcherzyków gazu i flokuły flotują na powierzchnię osadnika. Gdy zjawisko to utrzymuje się dłużej powoduje rozwój bardzo stabilnej piany biologicznej [Pujol i in. 1991]. Cechą charakterystyczną osadu spęczniałego jest jego wysoki indeks przekraczający  $150 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$  z dużą ilością organizmów nitkowatych. Obecnie udało się zidentyfikować i opisać około 30 różnych rodzajów mikroorganizmów nitkowatych występujących w osadzie czynnym i będących bezpośrednią przyczyną pęcznienia i pienienia osadu. Do istotnego poszerzenia informacji w występowaniu mikroorganizmów nitkowatych przyczyniła się pra-

ca Jenkins'a i innych [1986], w której powiązali występowanie poszczególnych typów tych mikroorganizmów z parametrami technologicznymi, warunkami pracy i charakterystyką dopływających ścieków. W wyniku przeprowadzonych badań określono pięć grup mikroorganizmów nitkowatych zgodnie z warunkami ich występowania do których zaliczamy:

- niskie stężenie tlenu rozpuszczonego,
- niskie obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń,
- zagniwanie ścieków,
- deficyt substancji pożywkowych (azotu i fosforu),
- niski odczyn osadu czynnego.

Dla szybkiej i prostej oceny ilości występowania mikroorganizmów nitkowatych opracowano odpowiednią siedmiostopniową skalę, która charakteryzuje występowanie tych mikroorganizmów w skali od „żadnego” – 0 do „nadmiernego” – 6 [Kalinowska i in. 2005].

Dokładną charakterystykę mikroorganizmów nitkowatych i metody ich zwalczania zawarto w Sprawozdaniu Roboczym ATV pod redakcją Lemmera [2000]. Wydzielono w nim trzy grupy mikroorganizmów odpowiedzialnych za pęcznienie i pienienie osadu do których zaliczyć można bakterie siarkowe, Gram-ujemne w wysoko obciążonym osadzie i Gram-dodatnie w osadzie nisko obciążonym.

Bakterie siarkowe z rodzaju *Thiothrix*, *Beggiatoa* lub *Typ 0914* wykorzystują zredukowane związki siarki jako donor elektronów, utleniając je i odkładając siarkę elementarną w komórce. Występowanie bakterii siarkowych obserwuje się w nasilonym stopniu zarówno w oczyszczalniach przemysłowych jak i komunalnych, do których spływają fermentujące ścieki zawierające krótkołańcuchowe kwasy tłuszczowe i zredukowane związki siarki. Bakterie te występują w osadzie o obciążeniu w zakresie od 0,15 do 0,6 kgBZT<sub>5</sub>·kg sm<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup> przy bardzo niskiej zawartości tlenu (<0,1 mg·dm<sup>-3</sup>). Warunkiem sprzyjającym rozwojowi bakterii siarkowych są długie czasy zatrzymania ścieków w sieciach kanalizacyjnych i osadnikach wstępnych, niedostateczne usuwanie osadu z systemu oraz tworzenie stref niedotlenionych w komorach napowietrzania w wyniku niedostatecznego natlenienia lub mieszania. W oczyszczalniach nisko obciążonych (<0,12 kgBZT<sub>5</sub>·kg sm<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>) z zamierzoną nitryfikacją/denitryfikacją organizmy te spotyka się rzadko.

Bakterie Gram-ujemne występują stosunkowo rzadko w oczyszczalniach komunalnych, przeważnie przy obciążeniu osadu powyżej 0,2 kgBZT<sub>5</sub>·kg sm<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>. Ich masowy rozwój prowadzi do wyraźnego tworzenia się osadu spęczniałego. Do organizmów tych zalicza się *Spaerotilus sp.*, *Typ 1701*, *Typ 1863*, *Typ 021N* lub *Haliscomenobacter hydrossis*. *Spaerotilus sp.* występuje zarówno w oczyszczalniach komunalnych jak i przemysłowych. Duże ilości tych mikroorganizmów stwierdzono w ściekach z przemysłu browarniczego, mleczarskiego, celulozowo-papierniczego oraz spożywczego. Organizm ten występuje przeważnie

przy obciążeniach osadu rzędu  $0,3 - 0,4 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  w komorach z pełnym wymieszaniem jak i z przepływem tłokowym. Szczególnie korzystne dla rozwoju *Spaerotilus sp.* są uderzeniowe obciążenia reaktora materią organiczną, częste przeciążenia z jednoczesnym niedoborem tlenu i jednorodny skład ścieków z wysokim stosunkiem węgla do azotu i węgla do fosforu. *Typ 1701* również jest charakterystyczny dla oczyszczalni komunalnych i przemysłowych (przemysł paszowy, przeróbki papieru i słodownie). Znaczne jego ilości obserwowane są w ściekach zawierających znaczne ilości skrobi. Typowy zakres obciążenia osadu dla optymalnego rozwoju tego organizmu wynosi  $0,3-0,4 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ . Znaczne ilości tego organizmu występują w ściekach ubogich w substancje odżywcze. *Typ 1863* dominuje głównie w oczyszczalniach komunalnych ze względnie wysokim obciążeniem osadu wynoszącym  $0,51 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  i niskim stężeniu tlenu. *Typ 021N* jest charakterystyczny dla oczyszczalni komunalnych i przemysłowych (przemysł browarniczy, mleczarski, papierniczy, drzewny, spożywczy, przetwórstwa owocowo-warzywnego, mięsny i drobiarski oraz farbiarnie wełny). Obecność tego organizmu jest jedną z najczęstszych przyczyn powstawania osadu spęczniałego. Występuje on w osadzie o obciążeniu od  $0,1$  do  $0,7 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  zarówno przy niskim jak i wysokim stężeniu tlenu. Występuje w komorach z pełnym wymieszaniem jak i pracujących w układzie kaskadowym. Wysoki stosunek węgla do azotu i węgla do fosforu oraz obciążenia uderzeniowe szczególnie solami amonowymi sprzyjają rozwojowi tego organizmu. W oczyszczalniach do których dopływają ścieki o wysokiej koncentracji azotu stwierdzono obecność *Haliscomenobacter hydrossis*. Optymalne obciążenie osadu dla rozwoju tej bakterii wynosi od  $0,03$  do  $0,2 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , a stężenie tlenu w granicach  $1$  do  $3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

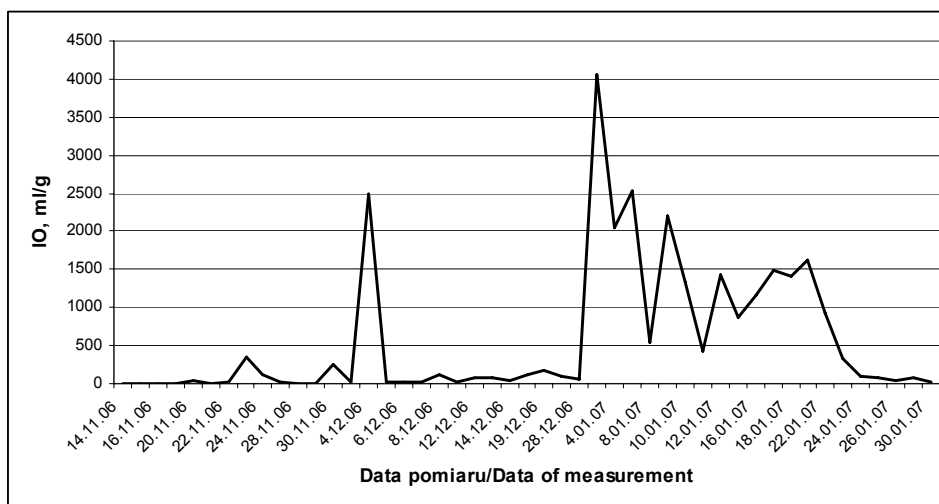
Bakterie Gram-dodatnie występują często w oczyszczalniach o niskim obciążeniu osadu i odpowiednio wysokim jego wieku. Ich masowy rozwój występuje często przy flotacji osadu w komorze napowietrzania, w osadniku wtórnym oraz w komorze fermentacyjnej. Do organizmów tych zalicza się nocardiodopodobne *Actinomycetes* takie jak: *Microthrix parvicella*, *Typ 1851* i *Nostocoida limicola*. Występują one głównie w niskoobciążonych oczyszczalniach, w których przeprowadzony jest proces nitryfikacji oraz biologicznej eliminacji fosforu. *Microthrix parvicella* wykazuje wyraźne preferowanie długocząsteczkowych kwasów tłuszczowych i lipidów jako źródła węgla. Warunki sprzyjające rozwojowi tej bakterii występują również wtedy gdy we wstępnych strefach anaerobowych lub anoksycznych możliwa jest hydroliza określonego substratu. Bakteria ta wykorzystuje tlen oraz zredukowane formy azotu jako akceptory elektronów stąd może występować w warunkach tlenowych, anoksycznych i anaerobowych [Andreasen, Nielsen 2000]. Występuje ona przy niskich obciążeniach osadu do  $0,2 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ . Stwierdzono ponadto sezonowość występowania tego organizmu – dominuje on w osadzie w porze zimowej [Mamais i in. 1998]. *Nostocoida limicola* znajdowana jest głównie w oczyszczalniach przetwórstwa owocowego. Obciążenie osadu optymalne dla

rozwoju tego organizmu waha się w granicach 0,2–0,3 kgBZT<sub>5</sub>·kg sm<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>. Najczęściej występuje ona w komorach o całkowitym wymieszaniu. Występowaniu tego mikroorganizmu często towarzyszy zjawisko powstawania piany.

Problemy z pęcznieniem i pienieniem osadu występują na wielu oczyszczalniach ścieków. Badania przeprowadzone przez Madoniego i innych [2001] na 167 oczyszczalniach we Włoszech, pracujących w technologii osadu czynnego wykazały, że na 110 obiektach były problemy z pęcznieniem lub pienieniem osadu, przy czym miały one charakter sezonowy (najczęściej występowały zimą i wiosną). Dominującym mikroorganizmem nitkowatym był *Microthrix parvicella*, który był stwierdzony w prawie 61% badanych oczyszczalni, w dalszej kolejności *Typ 0041* i *Nostocoida limicola*. Ponadto *Microthrix parvicella* dominowała w układach konwencjonalnych, gdzie usuwano tylko związki węgla oraz w oczyszczalniach z dodatkową redukcją azotu. Z przeprowadzonych badań monitoringowych wynikało, że głównym negatywnym efektem występowania tych organizmów było pogorszenie jakości odpływających ścieków w wyniku wynoszenia osadu z osadnika wtórnego.

## 5.2. CHARAKTERYSTYKA ZDOLNOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU W TRAKCIE OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW CUKIERNICZYCH

W osadzie czynnym, powstającym w czasie prowadzenia badań modelowych często występowało zjawisko pęcznienia osadu, o czym świadczy wysoka wartość indeksu osadu oraz obecność bakterii nitkowatych.



**Rysunek 30.** Przebieg zmian indeksu osadu w czasie badań modelowych  
**Figure 30.** Course of sludge index changes during model tests



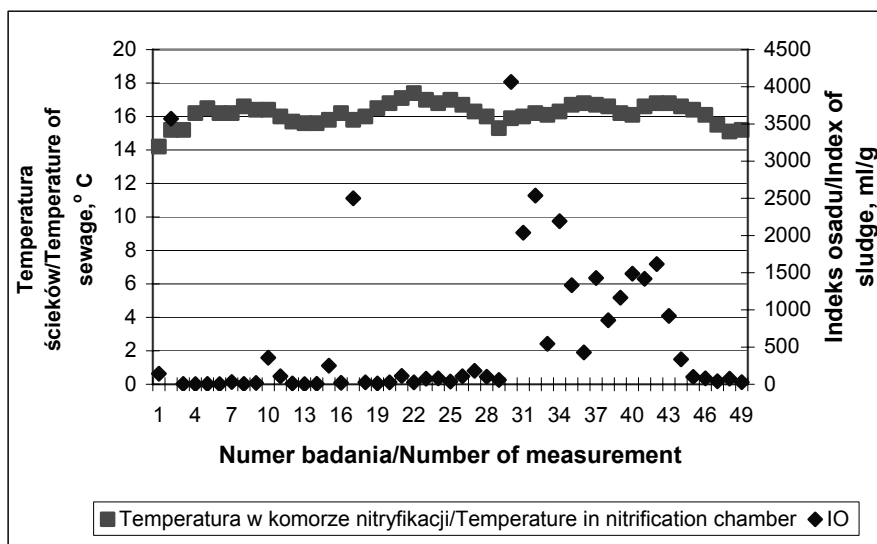
Przebieg zmian wartości indeksu osadu przedstawiono na rysunku 30. Wysokie wartości indeksu osadu występowały okresowo i miały związek z charakterem dopływających ścieków. W okresach, kiedy do kanalizacji odprowadzano znaczne ilości wód z płukania linii technologicznych obserwowano wzrost wartości indeksu osadu. Ma to związek z obecnością substancji powierzchniowo czynnych w ściekach, utrudniających sedymentację osadu oraz jego flotację na powierzchnię ścieków w komorze. W okresach podwyższonego indeksu osadu obserwowano również intensywne pienie się ścieków, co może potwierdzić tezę, iż na warunki panujące w komorze napowietrzania decydujący wpływ wywierała jakość ścieków surowych – rysunek 31. O powstawaniu piany decyduje występowanie w odpowiednim wzajemnym stosunku drobnych pęcherzyków gazu, hydrofobowych składników obecnych w ściekach i substancji powierzchniowo czynnych. Po utworzeniu się wypełnionych gazem komórek powierzchni graniczne faz stają się stabilne na skutek nagromadzenia substancji hydrofobowych i powierzchniowo czynnych. Powstająca w komorze napowietrzania piana, oprócz problemów estetycznych powoduje wypływanie biomasy z osadników wtórnych, wpływając tym samym negatywnie na jakość ścieków oczyszczonych, ale również następuje akumulacja w niej znacznej ilości biomasy, która przez to staje się niedostępna dla procesów oczyszczania.



**Rysunek 31.** Widok piany w komorze napowietrzania powstałej w trakcie badań modelowych [fot. A. Wałęga]

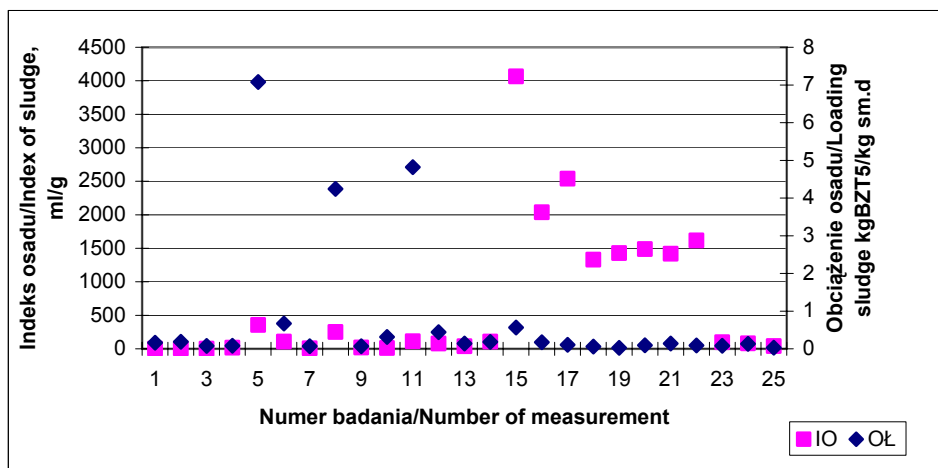
**Figure 31.** Foam formed during model tests and visible in the aeration chamber [phot. A. Wałęga]

Temperatura panująca w komorze napowietrzania nie odgrywała istotnej roli w kształtowaniu się indeksu osadu – rysunek 32. Z pewnością wpływ na to miały stabilne warunki prowadzenia procesu w laboratorium, które pozwalały na utrzymywanie stałej temperatury.



**Rysunek 32.** Przebieg zmian temperatury i indeksu osadu w komorze napowietrzania  
**Figure 32.** Course of temperature and sludge index changes in the aeration chamber

Pewien wpływ na tę sytuację miał fakt, że przez znaczną część okresu badań występowało duże obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, bowiem przy wyższych wartościach tego parametru następuje ograniczenie wzrostu organizmów nitkowatych, takich jak *Microthrix parvicella*. Wpływ obciążenia osadu na wartości indeksu osadu przedstawia rysunek 33. Przedstawione zależności potwierdzają wyniki badań prowadzonych przez Knoopa i Kunst [1998] na oczyszczalniach bez nityfikacji i z usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu pracujących w systemie ISAH. W oczyszczalni konwencjonalnej, gdzie nie występował proces nityfikacji przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń na poziomie  $0,5 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  temperatura nie odgrywała istotnej roli w kształtowaniu wartości indeksu osadu (utrzymywał się na stałym poziomie poniżej  $150 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ ), a tym samym nie wpływała na wzrost *Microthrix parvicella*. Przy niższych obciążeniach, nieprzekraczających  $0,1 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , które występowały na oczyszczalni z dodatkowym usuwaniem związków biogenych spadek temperatury powodował wzrost indeksu osadu. Autorzy ci stwierdzili, że optimum wzrostu *Microthrix parvicella* występuje w przedziale temperatur 12 do 15 °C i obciążeniu osadu poniżej  $0,1 \text{ kgBZT}_5 \cdot \text{kg sm}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

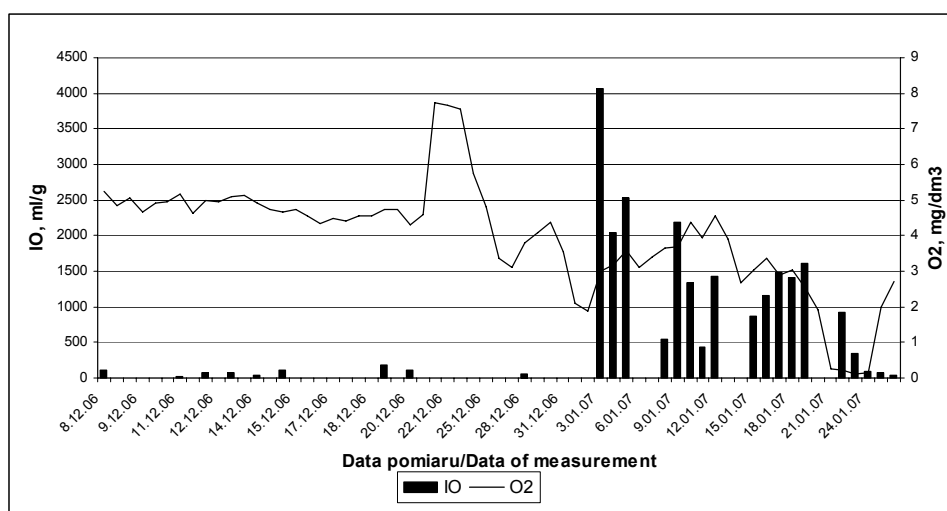


**Rysunek 33.** Przebieg zmian obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych i indeksu osadu

**Figure 33.** Course of changes in the sludge organic pollutant loading and sludge index

Jak podaje Kalisz [1978], zabiegiem, który w pewny sposób może obniżyć indeks osadu jest zmniejszanie stężenia tlenu w komorze napowietrzania. Intensywność napowietrzania wpływa na strukturę kłaczków osadu czynnego i przy większej ilości dostarczanego tlenu może prowadzić do ich rozbicia. To z kolei prowadzi do zwiększenia indeksu osadu. Przeprowadzone badania wykazały brak wyraźnego wpływu stężenia tlenu w komorze napowietrzania na wartości indeksu osadu. Niskie wartości indeksu osadu występowały przy stosunkowo dużym stężeniu tlenu, rzędu około  $5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  – rysunek 34. Wysoki indeks osadu, a zatem i obecność organizmów nitkowatych, obserwowano nawet przy niskich stężeniach tlenu, rzędu  $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Spowodowane jest to wysokim powinowactwem *Microthrix parvicella* w stosunku do tlenu [Slijkhuis 1983]. Brak wyraźnej zależności pomiędzy stężeniem tlenu a indeksem osadu jest spowodowany faktem, iż nie tylko organizmy nitkowate wpływają na pęcznienie osadu w oczyszczalni oczyszczającej ścieki cukiernicze, ale także obecność w ściekach substancji powierzchniowo czynnych i tłuszczu powodujących flotację osadu i jego pienienie. Wyraźne zmniejszenie indeksu osadu i poprawę warunków sedimentacji w końcowym okresie badań uzyskano nie mieszając partię ścieków bardzo zanieczyszczonych z bardziej rozcieńczonymi oraz dodając do komory napowietrzania niewielką ilość osadu przefermentowanego z komory denitryfikacji. Poprzez ten zabieg rozcieńczeniu uległy zanieczyszczenia w dopływających ściekach oraz zwiększeniu uległo obciążenie osadu substancją organiczną, a przez to skrócony został wiek osadu. Te czynniki spowodowały zanik bakterii nitkowatych, a głównie *Microthrix parvicella*, występującej w układach ze wstępną denitryfikacją. Podobne metody zwalczania tej bakterii są opisane w pracy Lemmer [2000].

Zabiegami, które mogą przyczynić się do poprawienia zdolności sedymentacyjnych osadu w wyniku zmniejszenia ilości organizmów nitkowatych jest stosowanie tlenowych lub beztlenowych selektorów o kilkunastominutowym czasie zatrzymania ścieków i osadu recykulowanego, dodawania substancji pożywkowych do oczyszczanych ścieków, zmniejszania koncentracji osadu i tlenu, mechaniczne usuwanie piany [Madoni i in. 2000], stosowanie chemicznych środków niszczących mikroorganizmy nitkowate i poprawiające efekt sedymentacji, jak chlor, sole glinu i antypianotwórcze substancje [Hwang, Tanaka 1998; Westlund i in. 1998]. Również konstrukcja osadników wtórnych istotnie wpływa na ograniczenie wzrostu mikroorganizmów nitkowatych, głównie *Microthrix parvicella*. Badania prowadzone przez Hagland i innych [1998] wykazały, że skrócenie czasu retencji ścieków w osadnikach wtórnych, osiągnęte przez budowę obiektów o mniejszej głębokości (rzędu 4 m) znacznie zmniejszyło ilość *Microthrix parvicella*, a kłaczki miały strukturę bardziej zwartą.



**Rysunek 34.** Przebieg zmian stężenia tlenu w komorze napowietrzania i indeksu osadu

**Figure 34.** Course of changes in oxygen concentrations in the aeration chamber and sludge index

Istotny wpływ na ograniczenie zjawiska pęcznienia osadu ma też układ osadników wtórnych. W doświadczeniu przeprowadzonym przez Kima i innych [1998] autorzy porównywali układy, z których każdy wyposażony był w dwa osadniki wtórne – pierwszy w układzie równoległym, a drugi w szeregowym. W drugim układzie pierwszy osadnik pracował jako selektor z jednoczesnym zagęszczaniem osadu i jego recykulacją do komory napowietrzania. W wyniku

przeprowadzonych badań okazało się, że układ z dwoma szeregowymi osadnikami wtórnymi gwarantował obniżenie wartości indeksu osadu z  $250 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$  do  $100 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$  w ciągu 30 dni. Ponadto w układzie tym obserwowano zdecydowanie mniej mikroorganizmów nitkowatych w porównaniu do konfiguracji z dwoma równoległymi osadnikami.



## **6. PODSUMOWANIE**

Specyfika produkcji w zakładach przemysłowych wpływa w istotny sposób na ilość i jakość powstających ścieków. Dlatego przy projektowaniu systemów oczyszczania ścieków przemysłowych należy scharakteryzować indywidualnie dany zakład przemysłowy. Przykładem takiego podejścia jest niniejsza praca, w której szczegółowo omówiono problem oczyszczania ścieków cukierniczych. Badania laboratoryjne przeprowadzone na rzeczywistych ściekach odprowadzanych z jednego z większych w Polsce i Europie zakładów tego typu wykazały, że nie odbiegają one swym składem fizykochemicznym od innych ścieków z przemysłu rolno-spożywczego. Występują w nich jednak znaczne wahania składu fizykochemicznego spowodowane specyfiką produkcji w zakładzie. W porównaniu ze ściekami bytowymi zawierają one nieco więcej zanieczyszczeń organicznych, zawiesin i azotu ogólnego. Wskazuje to na możliwość ich wspólnego oczyszczania. Za możliwością ich biologicznego oczyszczania przemawia znaczna zawartość w nich dobrze biodegradowalnej substancji organicznej na poziomie 72% całkowitego ChZT. Ten fakt świadczy o tym, że ścieki cukiernicze są podatne na procesy beztlenowe, warunkujące sprawną redukcję związków azotu i fosforu.

Chcąc ostatecznie potwierdzić tezę o podatności tych ścieków do biologicznego rozkładu przeprowadzono badania modelowe nad ich oczyszczaniem w warunkach tlenowych i beztlenowych z wykorzystaniem technologii osadu czynnego. W trakcie prowadzonego eksperymentu dokonano kompleksowych i zakrojonych na szeroką skalę badań zarówno ścieków po każdym stopniu oczyszczania, jak i samego osadu czynnego i warunków panujących w bioreaktorze. Pozwoliło to na ustalenie optymalnych wartości parametrów, jakie należy przyjmować na etapie projektowania oczyszczalni ścieków z zakładów cukierniczych. Zaproponowany układ technologiczny, składający się z komory beztlenowej, gdzie realizowany był proces denitryfikacji i reaktora tlenowego do prowadzenia procesu nityfikacji, zapewniał wysoką redukcję analizowanych zanieczyszczeń, w zdecydowanej większości przypadków gwarantując dotrzymanie dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych.

Mimo zadowalających efektów oczyszczania, ze względu na bardzo zmienny skład ścieków surowych, układ często pracował niestabilnie. Dotyczyło to głównie usuwania związków azotu. Występujące gwałtowne obciążenia szokowe osadu czynnego ładunkiem azotu amonowego prowadziły do zmian

w populacji mikroorganizmów, co w konsekwencji powodowało zmniejszenie szybkości nitryfikacji i problemy z denitryfikacją. W efekcie kilkakrotnie stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych przekraczały dopuszczalne wartości. Chcąc zaadoptować populację mikroorganizmów osadu czynnego do zmiennego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, utrzymywano w układzie średni wiek osadu na poziomie 8,5 doby. Częste szokowe obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych i azotem amonowym, a także zawartość w ściekach substancji powierzchniowo czynnych było prawdopodobnie jedną z przyczyn ciągłej obecności makroorganizmów nitkowatych w osadzie i występujących okresowo problemów z pęcznieniem i pienieniem osadu.



## BIBLIOGRAFIA

- Aczel A. D. *Statystyka w zarządzaniu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
- Andraka D. *Wykorzystanie statystycznej kontroli jakości do oceny pracy oczyszczalni ścieków*. [W:] Problemy gospodarki wodno-ściekowej w rejonach rolniczo-przemysłowych. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 30, Białowieża 2005, s. 565–580.
- Andreasen K., Nielsen P. H. *Growth of Microthrix parvicella in nutrient removal activated sludge plants: studies of in situ physiology*. Wat. Res. 34, 5, 2000, s. 1559–1569.
- Austermann-Haun U., Seyfried C. F., Rosenwinkel K.H. *Full scale experiences with anaerobic pre-treatment of wastewater in the food and beverage industry in Germany*. Wat. Sci. Tech. 36, 2–3, 1997, s. 321–328.
- Barbusiński K. *Biochemiczne i fizyczne aspekty adaptacji osadu czynnego*. Post. Mikrobiol., XXXI,1, 1992, s. 111–124.
- Barnard J., Oleszkiewicz J. A. *Charakterystyka ścieków i przykłady jej wpływu na wielkość komory osadu czynnego*. Mat. Seminarium Szkoleniowego nt. „Filozofia projektowania a eksploatacja oczyszczalni ścieków”, Kraków 2000, s. 239–248.
- Bartkiewicz B. *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002.
- Bernat K., Wojnowska-Baryła I., Dobrzyńska A. *Nitrogen oxidation and reduction in aerated single-stage activated sludge process*. Polish J. of Envir. Stud. 12, 4, 2003, s. 387–394.
- Burnett J. *Nutrient removal practices in the dairy industry*. Bulletin of IDF, 366, 2001.
- Bever J., Stein A., Teichmann H. *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1997.
- Box G.E.P., Jenkins G.M. *Analiza szeregów czasowych. Prognozowanie i sterowanie*. PWN, Warszawa 1983.
- Buck H. *Mikroorganizmy w osadzie czynnym*. Wyd. „Seidel – Przywecki” sp. z o. o, Szczecin 1999.
- Buraczewski G. *Biotechnologia osadu czynnego*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1994.
- Dąbrowski W. *Wpływ charakteru ścieków mleczarskich na efektywność pracy oczyszczalni*. [W:] Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 30, 2005, s. 663–671.
- Eikelboom D. H., van Buijsen H. J. J. *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*. Wyd. „Seidel – Przywecki” sp. z o. o, Szczecin 1999.
- El-Gohary F. A., Nasr F. A., Aly H. I. *Cost-effective pre-treatment of food-processing industrial wastewater*. Wat. Sci. Tech. 40, 7, 1999, s. 17–24.
- Fiałkowska E., Fyda J., Pajdak – Stós A., Wiąckowski K. *Osad czynny: biologia i analiza mikroskopowa*. Oficyna Wydawnicza „Implus”, Kraków 2005.
- Garus D. *Oczyszczalnia ścieków dla zakładów piekarskich i cukierniczych*. Przegląd Piekarski i Cukierniczy 3, 2004, s. 24–25.
- Gee C. S., Sudan M. T., Pfeffer J. T. *Modelling of nitrification under substrate inhibiting conditions*. J. Environ. Eng. 116, 1990, s. 18–31.
- Gozdek K., Heichman B. *Oczyszczanie ścieków cukrowniczych metodą fermentacji metanowej*. Forum Eksploatatora 2, 29, 2007a, s. 59–61.

- Gozdek K., Heichman B. *Wykorzystanie reaktorów beztlenowych jako pierwszego stopnia oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego*. Forum Eksploatatora 1, 28, 2007b, s. 41–44.
- Góra P. *Czy warto budować podczyszczalnie ścieków w zakładach spożywczych?* Wodociągi – Kanalizacja 2, 24, 2006, s. 24–26.
- Hagland E., Westlund A. D., Rothman M. *Sludge retention time in the secondary clarifier effects on the growth of Microthrix parvicella*. Wat. Sci. Tech. 37, s. 4–5, 1998, s. 47–50.
- Hamoda M. F., Al-Sharekh H. A. *Sugar wastewater treatment with aerated fixed-film biological systems*. Wat. Sci. Tech. 40, 1, 1999, s. 313–321.
- Heidrich Z., Witkowski A. *Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2005.
- Henze M. *Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes*. Wat. Sci. Tech. 25, 6, 1992.
- Henze M., Harremoës P., Jansen J., Arvin E. *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wyd. Polit. Świętokrzyska, Kielce 2002.
- Hwang Y., Tanaka T. *Control of Microthrix parvicella foaming in activated sludge*. Wat. Res. 32, 5, 1998, s. 1678–1686.
- Janczukowicz W. *Wpływ przemiennego stosowania cykli z wydłużonymi fazami mieszania i napowietrzania na efektywność procesu oczyszczania ścieków mleczarskich w komorze SBR*. Mat. Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Badania, projektowanie i eksploatacja reaktorów o działaniu sekwencyjnym”, Warszawa 2004, s. 77–90.
- Janczukowicz W., Krzemieniewski M., Pesta J. *Wieloletnie doświadczenia z eksploatacji oczyszczalni ścieków mleczarskich z komorą osadu czynnego typu SBR*. Forum Eksploatatora 1, 18, 2005, s. 36–39.
- Jenkins D., Richard M. G., Daigger G. T. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. WRC, Pretoria and USPA, Cincinnati 1986.
- Kalinowska E., Bonar G., Duma J. *Zasady i praktyka oczyszczania ścieków*. LEMTECH Konsulting, Kraków 2005.
- Kalisz L. *Mikroorganizmy nitkowate i puchnięcie osadu czynnego*. Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa 1978.
- Kalisz L., Kaźmierczuk M. *Metodyka badań mikroskopowych osadu czynnego*. Zakład Wydawnictwo IKŚ, Warszawa 1985.
- Kalisz L. *Organizmy osadu czynnego. Badania mikroskopowe*. Dział Wydawnictw IOŚ, Warszawa 1998.
- Keller J., Subramaniam K., Gösswein J., Greenfield P. F. *Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors*. Wat. Sci. Tech. 35, 6, 1997, s. 137–144.
- Kiec J. *Wdrażanie Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych jako realizacja zobowiązań akcesyjnych Polski*. Ministerstwo Środowiska, Biuro Gospodarki Wodnej, Warszawa 2006.
- Kim Y., Pipes W. O., Chung P. G. *Control of activated sludge bulking by operating clarifiers in a series*. Wat. Sci. Tech. 38, s. 8–9, 1998, s. 1–8.
- Knop S., Kunst S. *Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on Microthrix parvicella*. Wat. Sci. Tech. 37, s. 4–5, 1998, s. 27–35.
- Kocwa – Haluch R., Woźniakiewicz T. *Charakterystyka i analiza biologiczna osadu czynnego*. [W:] Analiza osadów ściekowych: fizyczno – chemiczna, biologiczna, mikrozanieczyszczeń. Seminarium Politechniki Krakowskiej, Kraków, 2000, s. 6–17.
- Komorowska-Kaufman M., Majcherek H. *Wpływ mechanicznego oczyszczania ścieków na biologiczne usuwanie azotu*. Materiały Międzynarodowej Konferencji IWA nt. „Usuwanie związków biogenych ze ścieków i wód poosadowych”, Kraków 2005.
- Koziorowski B. *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1976.

- Kristensen G. H., Jorgensen P. E., Henze M. *Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR*. Wat. Sci. Tech., vol. 25, 6, 1992, s. 43–57.
- Krzanowski S., Wałęga A. *Wykorzystanie teorii niezawodności i statystycznej kontroli jakości do oceny eksploatacyjnej wiejskich oczyszczalni ścieków*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 2006, s. 17–37.
- Krzanowski S., Wałęga A., Cupak A., Gajos K. *Ocena możliwości oczyszczania ścieków z przemysłu cukierniczego w jednostopniowym reaktorze z osadem czynnym*. Maszynopis AR Kraków 2007.
- Krzanowski S., Wałęga A. *Wpływ właściwości fizykochemicznych ścieków z przemysłu cukierniczego na aktywność osadu czynnego i efektywność usuwania związków azotu*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi 1, 2007, s. 163–178.
- Kumar G. S., Gupta S. K., Singh G. *Biodegradation of distillery spent wash in anaerobic hybrid reactor*. Wat. Res. 41, 2007, s. 721–730.
- Lemmer H. *Przyczyny powstawania i zwalczanie osadu spęczniałego*. Biblioteczka monografii ATV 30, Szczecin 2000.
- Lucas A., Rodruquez L., Villasenor J., Fernandez F. J. *Możliwość biologicznego usuwania fosforu ze ścieków przemysłowych*. Mat. Międzynarodowej Konferencji IWA nt. „Usuwanie związków biogenych ze ścieków i wód poosadowych”, Kraków 2005.
- Łomotowski J., Szpindor A. *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady. Warszawa, 1999.
- Maciejewski L. *Oczyszczanie ścieków poprodukcyjnych z przemysłu mięsnego*. Gosp. Mięsna 1, 7, 1980.
- Madoni P., Davoli D., Gibin G. *Survey of filamentous microorganism from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy*. Wat. Res. 34, 6, 2000, s. 1767–1772.
- Malej J., Boguski A. *Podstawy projektowania komór osadu czynnego i osadników wtórnych*. Politechnika Koszalińska, 2001.
- Mamais D., Andreadakis A., Noutsopoulos C., Kalergis C. *Causes of, and control strategies for, Minrotrix parvicella bulking and foaming in nutrient removal activated sludge systems*. Wat. Sci. Tech. 37, 4–5, 1998, s. 9–17.
- Martinez J., Borzacconi L., Mallo M., Galisteo M., Viñas M. *Treatment of slaughterhouse wastewater*. Wat. Sci. Tech. 32, 12, 1995, s. 99–104.
- Mąkinia J. *Przegląd zaleceń w sprawie wielofazowych komór osadu czynnego*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. „Eksploatacja systemów wodociągowo-kanalizacyjnych. Doświadczenia krajowe i zagraniczne”, Gdańsk 1998.
- Naidoo V., Urbain V., Buckley C. A. *Characterization of wastewater and activated sludge from European municipal wastewater treatment plants using the NUR test*. Wat. Sci. Tech. 38, 1, 1998, s. 303–310.
- Ochrona środowiska. GUS. Warszawa 2006.
- Orhon D., Yildiz G., Ubay Cokgör E., Sözen S. *Respirometric evaluation of the biodegradability of cefnfectionary wastewaters*. Wat. Sci. Tech. 32, 12, 1995, 11,19.
- Orhon D., Rüyü T., Sözen S. *Experimental basis of activated sludge treatment for industrial wastewaters – the state of the art*. Wat. Sci. Tech. 40, 1, 1999, s. 1–11.
- Pławecka M. *Puchnięcie osadu czynnego – monitoring i kontrola procesu*. Forum Eksploatatora 20, 3, 2005, s. 15–18.
- Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Red. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J. A., Sozański M. PZiTS, Poznań 1997.
- Pujol R., Duchene Ph., Schetrite S., Canler J. P. *Biological foams in activated sludge plants: characterization and situation*. Water Res. 25, 1991, s. 1399–1404.
- Ruffer H., Rosenwinkel K.H. *Oczyszczanie ścieków przemysłowych. Poradnik*. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1998.

- Rusten B., Siljudalen J. G., Strand H. *Upgrading of a biological-chemical treatment plant for cheese factory wastewater*. Wat. Sci. Tech. 34, 11, 1996, s. 41–49.
- Sadecka Z. *Fracje azotu w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna s. 7–8, 2006, s. 6–9.
- Sezgin M., Jenkins D., Parker D. S. *A unified theory of filamentous activated sludge bulking*. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 1978, s. 362–381.
- Slijkhuis H. *Microthrix parvicella, a filamentous bacterium isolated from activated sludge: cultivation in a chemically defined medium*. Appl. Environ. Microbiol. 46, 1983, s. 832–839.
- Soroko M. *Skuteczność oczyszczania ścieków z małych ubojni i przetwórci owocowo-warzywnych w systemach hydrofitowych*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi 3/1, 2006, s. 131–140
- Steiner A. *Stand der Technik bei der anaeroben ehandlung von Schlachthofabwassern*. Münchener Beiträge zur Abwasser, Fischerei und Flußbiologie, Bd. 41, 1987, s. 266–300.
- Stelmach K., Malicki J. *Ograniczenia w stosowaniu klasycznego bioreaktora Bardenpho w modernizowanych oczyszczalniach ścieków*. Mat. IX Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych”, Rajgród 1997.
- Szewczyk K., W. *Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2005.
- Weisse H. *Betriebskläranlage der Brauerei C&A*. Veltris, Brauereiabwasserseminar, BITZ, Brema 1989.
- Westlund A. D., Hagland E., Rothman M. *Foaming in anaerobic digesters caused by Microthrix parvicella*. Wat. Sci. Tech. 37, s. 4–5, 1998, s. 51–55.
- Wolski T., Kubicki M. *Gospodarowanie wodą i unieszkodliwianie ścieków w zakładach przemysłu spożywczego*. Przemysł Spożywczy 8, 199, 1990.
- www. proxpl.pl

Prof. dr hab. inż. Stanisław Krzanowski  
Akademia Rolnicza w Krakowie  
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej  
al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

Dr inż. Andrzej Wałęga  
Akademia Rolnicza w Krakowie  
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej  
al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

Dr Iwona Paśmionka  
Akademia Rolnicza w Krakowie  
Katedra Mikrobiologii  
al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

## **OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW Z WYBRANYCH ZAKŁADÓW PRZEMYSŁU SPOŻYWCZEGO**

### **Streszczenie**

Ścieki przemysłowe stanowią aktualnie dominującą pozycję w ogólnym bilansie powstających ścieków, przy obserwowanej tendencji do zmniejszania się ich ilości. W przypadku oczyszczania przedmiotowych ścieków występują znaczne problemy technologiczne z uwagi na specyfikę produkcji w zakładach przemysłowych, która wpływa na nierównomierność i wielkość ładunku wprowadzanych zanieczyszczeń. Duża zmienność ilościowa i jakościowa powstających ścieków jest widoczna nawet w obrębie zakładów o takim samym profilu produkcji. Stąd konieczne jest dokładne rozpoznanie właściwości ścieków powstających nie tyle z tych samych gałęzi przemysłu, ale nawet z poszczególnych zakładów produkcyjnych. Spośród wszystkich zakładów sektora spożywczego dotychczas najmniej rozpoznane literaturowo są właściwości fizykochemiczne ścieków powstające w przemyśle cukierniczym.

Stąd celem pracy jest charakterystyka ścieków powstających w zakładach przemysłu cukierniczego i porównanie ich z właściwościami ścieków z innych zakładów przemysłu spożywczego. Główny nacisk położono na analizę wyników badań nad oczyszczaniem ścieków cukierniczych w modelowym bioreaktorze z osadem czynnym.

Cechą charakterystyczną powstających ścieków w zakładach przemysłu cukierniczego są duże wahania ilości zanieczyszczeń, co bardzo często jest powodem obserwowanych trudności w eksploatacji ciągu technologicznego oczyszczalni. Na tle innych zakładów przemysłu spożywczego (mleczarni, rzeźni, browarów, cukrowni) ścieki cukiernicze charakteryzują się mniejszymi zawartościami zanieczyszczeń, lecz podobnymi ich wahaniami w odpływie. Natomiast w porównaniu do ścieków bytowych zawierają nieco więcej zanieczyszczeń organicznych, zawiesin i azotu ogólnego. Powyższe parametry omawianych ścieków wskazują na możliwość ich wspólnego oczyszczania. Zmieszanie przed oczyszczeniem ścieków cukierniczych z bytowymi ograniczałoby nierównomierność stężeń i ładunków zanieczyszczeń, a tym samym wpływałoby korzystnie na ich bilans w dopływie do oczyszczalni. Badane ścieki można uznać za podatne na biologiczny rozkład, gdyż ogólny udział substancji organicznej rozkładalnej wynosi 92% całkowitego ChZT i jest wyższy od spotykanego w ściekach miejskich, który waha się w granicach 75-80% całkowitego ChZT. Frakcja organiczna nierozpuszczalna rozkładalna w ściekach cukierniczych stanowi około 20% całkowitego ChZT, co w porównaniu do ścieków bytowych, w których udział tej frakcji osiąga 50%, stanowi zdecydowanie mniejszą wartość.

Zastosowany do oczyszczania ścieków cukierniczych układ technologiczny stanowił dwufazowy reaktor biologiczny z osadem czynnym, przystosowany do zwiększonego usuwania związków azotu ze ścieków. W skład ciągu technologicz-

nego modelowej oczyszczalni wchodziły następujące elementy: komora denitryfikacji, bioreaktor składający się z dwóch współśrodkowo umieszczonych komór – wewnętrznej – komory nityfikacji oraz zewnętrznej, spełniającej rolę osadnika wtórnego. W badanym układzie zastosowano zewnętrzną i wewnętrzną recyrkulację osadu.

Przeprowadzone badania i uzyskane wyniki wskazują, że przyjęty układ technologiczny może zapewnić wystarczającą redukcję zanieczyszczeń ze ścieków, spełniającą wymogi pozwolenia wodno-prawnego udzielonego zakładowi. Uzyskane na etapie badań prawdopodobieństwo nie przekroczenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w odpływie z osadnika wtórnego przedstawia się następująco: dla BZT<sub>5</sub> – 100%, ChZT – 100%, zawiesiny ogólnej – 100%, azotu ogólnego – 72,5% i fosforu ogólnego – 100%. Parametry technologiczne bioreaktora, przy których uzyskano najbardziej zadowalające wyniki przedstawiają się następująco: stężenie tlenu w komorze napowietrzania: 2,0 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, odczyn w komorze napowietrzania: 8,4 – 8,8, wiek osadu: 6-11 dób, obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń: 0,2 kgBZT<sub>5</sub>·kgsm<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>, indeks osadu: 120 ml·g<sup>-1</sup> i stopień recyrkulacji osadu: 100 – 240%. Mimo zadowalających efektów oczyszczania, często, ze względu na bardzo zmienne właściwości fizykochemiczne ścieków surowych, badany układ pracował niestabilnie. Dotyczyło to głównie wahań stężeń związków azotu. Występujące gwałtowne obciążenia szokowe osadu czynnego ładunkiem azotu amonowego prowadziły do zmian w populacji mikroorganizmów, co w konsekwencji powodowało zmniejszenie szybkości nityfikacji i problemy z denitryfikacją. Analiza mikrobiologiczna osadu czynnego wykazała, że był on w dobrej kondycji i stabilny pomimo problemów związanych z jego puchnięciem wywołanym przez bakterie nitkowate. W badanym osadzie czynnym stwierdzono łącznie 17 gatunków orzęsków, w tym 8 gatunków wolno pływających, 4 gatunki pełzających oraz 5 gatunków osiadłych. Jedynie na początku okresu wpracowania i po zatruciu osadu, przez krótki okres czasu rozwijały się korzenionózki, które nie są korzystną grupą organizmów w osadzie. W celu wyeliminowania problemów z puchnięciem osadu na etapie projektowania przedmiotowej oczyszczalni należałoby przewidzieć system składający się z wielu wydzielonych sekcji o różnym obciążeniu substratowym. Innym rozwiązaniem, zapobiegającym puchnięciu osadu, może być zastosowanie beztlenowego selektora na początku stopnia biologicznego, który, np. pełniłby rolę komory defosfatacji.

**Słowa kluczowe:** przemysł spożywczy, ścieki, denitryfikacja, osad czynny, nityfikacja

## **TREATMENT OF SEWAGE FROM SELECTED FOOD MANUFACTURING PLANTS**

### **Summary**

Industrial effluents have currently constituted the main portion of a total volume of generated sewage, however a tendency to diminish their quantity has been observed. Treatment of specific sewage faces serious technological problems due to the special character of production in the manufacturing plants, which affects the irregularity and amount of pollutants. Considerable quantitative and qualitative variability of the generated sewage is perceivable even at the plants with the same profile of production. Therefore, it is necessary to identify precisely the properties of effluents produced not only by the same branches of industry but even by single factories. Considering the food sector enterprises, the least amount of literature data is available on physicochemical properties of effluents generated by confectionery industry.

Therefore, the study aims to characterize the effluents produced by confectionery factories and compare them with the properties of sewage from other food manufacturing plants. The main emphasis was put on the analysis of the results of research on confectionery effluent treatment in a model bioreactor with activated sludge.

The main characteristics of sewage generated by confectionery factories are considerable fluctuations of pollutant quantities, which is a frequent cause of observed operational problems with the treatment plant process line. Compared with other food industry enterprises (such as dairy plants, slaughter houses, breweries or sugar mills) confectionery effluents reveal smaller pollutant contents but their fluctuations in the outflow are similar. On the other hand, in comparison with domestic sewage they contain slightly greater concentrations of organic impurities, suspended matter and total nitrogen. The above mentioned parameters of the discussed sewage point to their potential joint treatment. Mixing confectionery effluents with domestic sewage would reduce the irregularity of concentrations and loads of impurities and at the same time it would positively affect their balance in the inflow to a treatment plant. The analyzed sewage may be regarded as susceptible to biological decomposition, since total percentage of degradable organic substance is 92% of total COD and is higher than registered in municipal wastes, where it ranges from 75-80% of total COD. Biodegradable organic particulate fraction in confectionery effluents constitutes about 20% of total COD, which in comparison with domestic sewage, where this fraction share reaches 50%, is a definitely lower value.

Technological system applied for confectionery effluent treatment was a two step biological reactor with activated sludge adapted for enhanced removal of nitrogen compounds from sewage. The technological line of model treatment plant comprised the following elements: denitrification chamber, bioreactor

composed of two concentrically placed chambers, the internal nitrification chamber and the external one functioning as secondary settlement tank. External and internal sludge recirculation was used in the analysed system.

Conducted research and obtained results show that the applied technological system may guarantee a sufficient reduction of impurities from sewage, meeting the requirements of sewage effluent disposal consent granted to the enterprise. The experimental results showed a probability of not exceeding the analysed pollution indices in the outflow from the secondary settlement tank: 100% for BOD<sub>5</sub>, 100% for COD, 100% for total suspended solids, 72.5% for total nitrogen and 100% for total phosphorus. Technological parameters of the bioreactor at which the most satisfactory results were obtained are as follows: oxygen concentration in the aeration chamber: 2.0 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup>, reaction in the aeration chamber: 8.4 – 8.8, sludge age: 6-11 days, sludge pollutant loading: 0.2 kg BOD<sub>5</sub> · kg sm<sup>-1</sup> · d<sup>-1</sup>, sludge index: 120 ml · g<sup>-1</sup> and degree of sludge recirculation: 100 – 240%. Despite the satisfactory results of treatment, the analysed system did not work steadily because of highly variable physicochemical properties of raw sewage. This pertained mainly to nitrogen compounds. Occasional sudden shock loadings of the activated sludge with ammonium nitrogen caused changes in microorganism population, which in consequence led to a decrease in nitrification rate and caused problems with nitrification. Microbiological analysis of the activated sludge revealed that it was stable and in good condition despite problems with its bulking caused by filamentous bacteria. A total of 17 ciliate species were identified in the analysed activated sludge, including 8 free swimming species, 4 crawling and 5 sessile species. Rhizopods, which are not an advantageous group of organisms in the sludge, were developing only at the initial stages of research and after the sludge contamination. In order to eliminate the problems with sludge bulking, a system composed of many separate sections cascade with various substrate loading should be planned at the stage of the discussed treatment plant designing. Another solution preventing sludge bulking may involve using anaerobic selector at the beginning of biological step, which would function as a phosphate release chamber.

**Key words:** food industry, sewage, denitrification, activated sludge, nitrification



### **INFRASTRUKTURA I EKOLOGIA TERENÓW WIEJSKICH**

Czasopismo naukowe wydawane przez Komisję Technicznej Infrastruktury Wsi Polskiej Akademii Nauk Oddział w Krakowie. Ma charakter ogólnokrajowy i jest otwarte na Autorów z całego świata. Wydawane jest w języku polskim i angielskim. Zgłaszane do publikacji artykuły winny być oryginalnym osiągnięciem Autora, dotychczas niepublikowane, poświęcone problemom technologicznym, projektowym, ekonomicznym lub teoretycznym z tytułowego zakresu czasopisma. Przyjmujemy manuskrypty, w objętości do 10 str. pisma komputerowego (Times New Roman, 12, odstęp 1,5) napisane w języku polskim lub angielskim. Autorów spoza Polski prosimy o nadsyłanie manuskryptów w języku angielskim. Każdy artykuł winien być zaopatrzony w wyczerpujące streszczenie ze słowami kluczowymi (w języku manuskryptu) do 3000 znaków (jedna strona), wraz z załączonym tłumaczeniem angielskim. Drukujemy również w kolorze, w przypadku istotnej konieczności (fotografie, skomplikowane rysunki, mapy). Manuskrypt, w dwóch egzemplarzach należy przesłać pocztą na adres Redakcji, dołączając tekst na dyskietce lub CD, z oddzielnymi ilustracjami.

### **INFRASTRUCTURE AND ECOLOGY OF RURAL AREAS**

Scientific journal published by the Commission of Technical Infrastructure of Polish Rural Areas of the Academy of Letters - Krakow Branch. It is a nation wide journal, which accepts contributions from Authors from all over the world. It is published in Polish and English. Submitted contributions should be original scientific papers, so far unpublished, dealing with technological, design, economic or theoretical issues within the scope of the journal.

Submitted manuscripts should not exceed 10 typewritten pages (Times New Roman, font 12, 1.5 line spacing). The Authors from abroad may submit their papers in English. Each article must have a summary and keywords of not more than 3000 characters (one page). Color reproductions are possible only in special cases (photographs, complicated figures or maps). The manuscripts, in duplicate, should be sent by post to the editorial office. Electronic version on a diskette or CD with illustrations provided separately should accompany the hard copies

### **INFARSTRUKTUR UND ÖKOLOGIE DES LÄNDLICHEN RAUMS**

Die neue Forschungszeitschrift der Kommission der Technischen Infrastruktur an der Polnischen Wissenschaftsakademie, Abteilung in Krakau, hat ein nationaler Charakter und publiziert gern die Arbeiten von Autoren aus Polen sowie auch aus der ganze Welt. Die Forschungszeitschrift wird in Polnisch und Englisch verlegt.

Die vorgelegten Artikel sollen Originalarbeiten sein und dürfen nicht gleichzeitig an anderer Stelle zur Publikation eingereicht werden. Die Forschungsarbeiten sollen den Technologischen, Wirtschaftlichen, Planungs- sowie auch den theoretischen Problemen gewidmet sein, die eng der Titelbereich der Zeitschrift behandeln. Zugesandte Manuskripte sollen mit dem Umfang von höchstens 10 Druckseiten (Times New Roman, Schriftgrosse: 12 pt, Zeilenabstand: 1.5-fach) sein. Für die Autor/innen ausserhalb Polens wird es zugelassen die Manuskripte in Englisch zuschicken.

Dem Text wird im Manuskript eine Zusammenfassung mit den Schlussworten vorangestellt, die eine Länge von 3000 Zeichen (1 Druckseite) nicht übersteigen sollte.

Nach Bedarf drucken wir auch in Farbe (Aufnahmen, Karten, komplizierte Bilden).

Die zwei ausgedruckte Exemplare eines Manuskripts mit der Diskettenversion (die Abbildungen getrennt) bitte zur Redaktion senden.